

Der Einfluss der Umwelt auf die Isotopensignaturen von Mensch und Tier

eine transalpine Fallstudie zur Anwendung
in archäologischen Fragestellungen



vorgelegt von **Fabiola Susanna Carlotta Lengfelder**

München 2020

Diese Dissertation wurde unter der Leitung von Frau Prof. Dr. Gisela Grupe im Fachbereich Anthropologie und Umweltgeschichte an der Fakultät für Biologie der Ludwig-Maximilians-Universität München angefertigt.

Erstgutachter:	Prof Dr. Gisela Grupe
Zweitgutachter:	Prof. Dr. J. Matthias Starck

Tag der Abgabe:	20.02.2020
Tag der mündlichen Prüfung:	18.05.2020

Dankenswerterweise wurde die vorliegende Arbeit durch die Deutsche Forschungsgesellschaft im Rahmen der Forschungsgruppe 1670 „Transalpine Mobilität und Kulturtransfer“ finanziert.

As we grow older we become wiser we hope.

However one is never wiser than one's experience.

Here I present my experience.

Graham Keer 1963

Inhaltsverzeichnis

I	<u>EINLEITUNG</u>	1
A	FRAGESTELLUNG UND ZIEL DER ARBEIT	1
A 1	Bestimmung der lokalen Strontiumsignatur	2
A 2	Blei in der Herkunftsanalyse – ein geografischer Marker?	4
A 3	Sauerstoffisotope in Umweltproben und Skelettmaterial	6
B	INFORMATIONEN ZU DEN BEARBEITETEN MATERIALIEN	8
B 1	Biologie der Säugetiere	8
B 2	Aufbau und Stoffaustausch der Pflanzen	17
B 3	Wasservorkommen und hydrologischer Kreislauf	21
B 4	Bodenbildung und -zusammensetzung	24
C	UNTERSUCHTE ELEMENTE, ISOTOPE UND IHRE ANWENDUNG	26
C 1	Strontium	27
C 2	Blei	39
C 3	Sauerstoff	50
II	<u>MATERIAL UND METHODEN</u>	60
A	TRANSALPINE MOBILITÄT UND KULTURTRANSFER	60
B	MATERIAL	63
B 1	Bearbeitete Fundorte	63
B 2	Auswahl der Proben	66
C	METHODEN	69
C 1	Strontium	69
C 2	Blei	78
C 3	Sauerstoff	81
C 4	Tierische und menschliche Zahn- und Knochenproben	83
C 5	Verwendete Programme	84
III	<u>AUSWERTUNG UND MODELLAUFBAU</u>	85
A	STRONTIUM	85
A 1	Strontiumzusammensetzung im Säugetier	86
A 2	Variabilität der Strontiumsignaturen	93
A 3	Allgemeiner mathematischer Hintergrund	99
A 4	Vergleich mit den realen archäologischen Daten	104
A 5	Berechnung des Anteils der verschiedenen Strontiumquellen in einer Pflanze	105
B	BLEI	107
B 1	Bleiquellen im Säugetier	107
B 2	Anteil der einzelnen Quellen am körperinternen Blei eines Säugetieres	109
B 3	Anthropogene Bleiquellen	112
C	SAUERSTOFF	118
C 1	Einteilung der Fundorte in Klimazonen	118
C 2	Umrechnung des $\delta^{18}\text{O}_{\text{Phosphat}}$ -Wertes in den $\delta^{18}\text{O}_{\text{Trinkwasser}}$ -Wert	120
IV	<u>ERGEBNISSE</u>	121
A	STRONTIUM	121
A 1	$^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnisse der Umweltproben	121
A 2	Werte der Strontiumkonzentrationsmessungen	125

A 3 Verhalten der Strontiumisotopenverhältnisse und Konzentrationen der Umweltproben zueinander	127
A 4 Modellierung der lokalen Säugetierspanne	136
B BLEI	160
B 1 Messergebnisse	160
B 2 Zusammenhänge zwischen den Umweltproben	166
B 3 Vergleich der modernen Referenzproben mit anthropogenen Bleiquellen	166
B 4 Menschliche und tierische Bleisignaturen und deren Übereinstimmung mit den Umweltproben	171
C SAUERSTOFF	184
C 1 Daten der Umweltproben und des OIPCs	184
C 2 Säugetiersignaturen	191
V DISKUSSION	203
A STRONTIUM	204
A 1 Umweltproben	205
A 2 Mischungsmodell	214
B BLEI	226
B 1 Kontamination durch atmosphärischen Input	227
B 2 Bleisignaturen der Pflanzenproben und deren Abhängigkeit von Bodenblei	229
B 3 Bleiwerte der Bodenproben	232
B 4 Vergleichbarkeit der Isotopien der Umweltproben mit denen archäologischer Säugetiere	234
C SAUERSTOFF	238
C 1 Verhalten der Umweltproben	238
C 2 Vorhersagbarkeit der lokalen $\delta^{18}\text{O}$ -Säugetierspanne	246
VI ZUSAMMENFASSUNG	255
A STRONTIUM	255
B BLEI	256
C SAUERSTOFF	257
D FAZIT	259
VII REFERENZEN	261
VIII APPENDIX	339
A MATERIAL UND METHODEN	340
A 1 Umweltprobeninformationen	340
A 2 Laborutensilien und Chemikalien	349
B STRONTIUM	351
C BLEI	379
D SAUERSTOFF	403
EIDESSTATTLICHE ERKLÄRUNG	404
DANKSAGUNG	405

I Einleitung

A Fragestellung und Ziel der Arbeit

Diese Arbeit befasst sich mit der Analyse stabiler Isotope der drei Elemente Strontium, Blei und Sauerstoff im Rahmen der Herkunftsbestimmung anthropologischen Materials.

Insbesondere die mineralisierte Komponente des Körpers eines Säugetiers, das Skelett, bleibt über einen langen Zeitraum im Sediment erhalten, sodass diese körperlichen Relikte als Informationsmaterial zu Populationen vergangener Zeiträume herangezogen werden können. Sowohl über die Nahrung und das Trinkwasser aufgenommene, inhalierte als auch über die Hautoberfläche absorbierte Stoffe gelangen nach Absorption in den Blutkreislauf und werden anschließend in die Zielorgane eingebaut. Die mineralische Komponente des Säugetierskeletts ist das Bioapatit, welches als ein unreines Kalziumphosphat beschrieben werden kann. Die Unreinheit dieses kristallinen Minerals wird durch Substitutionen verursacht, wobei eine Vielzahl an Kationen, wie es beispielsweise die untersuchten Elemente Strontium und Blei darstellen, die Position des Kalziumions besetzen können. Auch die Anionen der anorganischen Skelettkomponente, das Phosphatanion (PO_4^{3-}) und die Hydroxylionen (OH^-), können durch eine Reihe an im Körper zur Verfügung stehenden Anionen ersetzt werden. Folglich können Ionen der drei untersuchten Elemente in geborgenen Skelettmaterial angetroffen und analysiert werden.

Die Isotopenverhältnisse der Elemente Strontium, Blei und Sauerstoff weisen, auf unterschiedlichen lokalen Gegebenheiten basierend, jeweils charakteristische Wertespannen für verschiedene Regionen und Lokalitäten auf, weshalb sie als geographische Marker herangezogen werden können. Individuen, deren Isotopenverhältnisse diesen ortstypischen Signaturen entsprechen, können demnach als „höchst wahrscheinlich lokal“ identifiziert werden. Hierbei besteht eine gewisse Unsicherheit, da die Isotopenverhältnisse eines Ortes auch an anderen Regionen anzutreffen sind, wodurch Individuen dieser Ortschaften vergleichbare Isotopensignaturen aufweisen. Daher ist stets die Entfernung zu einem solchen Ort, das Arbeiten mit Hypothesen, die Berücksichtigung des archäologischen Kontextes sowie das Heranziehen weiterer Kriterien notwendig. Träger nicht lokaler Signaturen können hingegen als eindeutig ortsfremd angesehen werden.

Dementsprechend ist die Bestimmung der lokal typischen Isotopensignaturen von höchster Wichtigkeit. Genau diese stellt jedoch eine der größten Limitationen in Rahmen der Herkunftsanalyse anhand von Isotopenverhältnissen dar. Ziel dieser Arbeit ist es, sich mit dieser Problematik auseinanderzusetzen. Durch das Heranziehen von modernen Umweltproben als lokales Referenzmaterial zur Modellierung von Erwartungswerten für vergangene Zeiträume wurde versucht einige der Schwachstellen, welche bei der Arbeit mit archäologischen Isotopen auftreten, zu umgehen und somit eine innovative Herangehensweise an die Definition lokaler Isotopensignaturen zu entwickeln.

Im Folgenden wird kurz auf die verschiedenen Elemente, auf das typische Verfahren bei der Ermittlung der lokalen Signaturen sowie die Möglichkeit der Bestimmung dieser Signatur durch modernes, lokal gesammeltes Umweltprobenmaterial eingegangen.

A 1 Bestimmung der lokalen Strontiumsignatur

Die Verwendung von Strontiumisotopen ist innerhalb analytischer archäozoologischer und anthropologischer Untersuchungen zur Herkunft von menschlichen und tierischen Überresten sowie Artefakten eine weitverbreitete und häufig verwendete **Methode** und zählt zu den erfolgreichsten Herangehensweisen der Herkunftsanalyse. Diese macht sich zunutze, dass eines der vier stabilen Strontiumisotope (^{84}Sr , ^{86}Sr , ^{87}Sr und ^{88}Sr) radiogen ist. Das Isotop ^{87}Sr ist ein Zerfallsprodukt des radioaktiven Rubidiumisotops ^{87}Rb . In Abhängigkeit von der ^{87}Rb -Konzentration eines Ortes und der Zeit, in welcher Rubidiumionen zerfallen konnten, variiert die Konzentration der ^{87}Sr -Isotope von Ort zu Ort. Diese ortstypische Signatur wird als Isotopenverhältnis der beiden Isotope ^{87}Sr und ^{86}Sr angegeben. Dabei ist die Messung des $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnisses verschiedenster biogener und nicht biogener Materialien mit der heutigen Technik eine zuverlässige und sichere Angelegenheit.

Im Gegensatz dazu ist die **Interpretation** der gewonnenen Daten eines der größten Probleme, die bei der Arbeit mit Strontiumisotopen auftreten. Oftmals werden lediglich $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnisse einzelner Proben untersucht, welche im Rahmen des archäologischen Kontexts in Hinsicht auf kulturelle Bräuche und das lokale Vorkommen von bestimmten Gegenständen oder besonderen Merkmalen an Knochenbau und Körperstatur auffällig werden, womit deren Herkunft in Frage gestellt werden kann. Bei solchen Funden stellt sich die Frage, was sich in diesem archäologischen Zeitrahmen ereignet haben könnte, wodurch es heute zu diesem Fund gekommen ist. Dabei kann einer Vielzahl an Fragen nachgegangen werden, wie diesen: Hat sich eine neue Handelsroute mit bisher noch nicht nachgewiesenen Partnern entwickelt? Gibt es einen kulturellen oder rein materiellen Austausch zwischen den Populationen? Wurden handwerkliche Fähigkeiten und Wissen über eine bisher lokal nicht angewandte Viehwirtschaft durch eine enge Kooperation erlernt oder fand sogar eine Immigration ortsfremder Menschen statt? Um Antworten auf diese Fragen finden zu können, ist die Herkunft des archäologisch auffälligen Fundstücks sicherzustellen.

Hierbei wird ein möglicher Unterschied in der Herkunft eines auffälligen Analysegegenstands und dem nicht auffälliger lokaler Materialien getestet. Die Definition der ortstypischen Isotopensignatur erfolgt daher über die Analyse nicht auffälligen **archäologischen Materials** (bspw. Bentley et al. 2004; Price et al. 2002). Da Herkunft und Dauer nicht lokaler Aufenthaltszeiten von Menschen und Tieren, deren Überreste an dem untersuchten Fundort geborgen werden können, unter normalen Umständen jedoch nicht bekannt und somit gesichert sind, ist ein verlässliches lokales $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnis solchen Materials nicht immer gegeben. Daher sind tierische und menschliche $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Signaturen meist nur dann als lokales Vergleichsmaterial geeignet, wenn die Stichprobenmenge groß genug ist, um die Verteilung der Population untersuchen und somit geografisch lokale von zugewanderten Individuen unterscheiden zu können. Die oftmals eingeschränkte Probenverfügbarkeit und die Tatsache, dass die Kosten so klein wie möglich gehalten werden, führen jedoch häufig zu sehr kleinen Stichprobengrößen, deren Analysewerte nicht als repräsentativ für die gesamte Population angesehen werden können. Auch im Falle von Einzelunden ist grundsätzlich eine andere Herangehensweise an die Definition des lokalen Erwartungswertes erforderlich.

Eine häufig benutzte und wenig Aufwand erfordernde Vorgehensweise ist das Heranziehen von **geologischen Karten**. Hierbei werden $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnisse von, mit dem lokalen Grundgestein vergleichbaren, Gesteinsproben verwendet, um die $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Spanne lokaler Säugetiere zu definieren. Dieser simple Ansatz ist jedoch leider nicht ausreichend, wie es wiederholte Male gezeigt wurde. Zwar stammt das meiste Strontium in der Biosphäre aus dem lokalen Grundgestein (Dasch 1969; Hurst und Davis 1981;

Graustein 1989), doch ist dieses nicht die einzige Strontiumquelle. Hinzu kommt, dass das $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnis eines Totalaufschlusses einer Gesteinsprobe nicht dem des bioverfügbaren Anteils entspricht. Auch ist die in einzelnen Mineralien beobachtbare Variabilität des $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnisses deutlich höher, als die in der Biosphäre sichtbare Variation (Burton und Price 2013). Die in der Biosphäre anzutreffende $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Spanne weicht daher von der des Grundgesteins ab (Capo et al. 1998; Chadwick et al. 2009; Graustein und Armstrong 1983; Miller et al. 1993; Stewart et al. 1998). Demnach sollte die Analyse von biologisch relevanten Materialien, wie den bioverfügbaren $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnissen tierischer Strontiumquellen, z. B. Boden, Trinkwasser und Pflanzen, in der Bestimmung der Strontiumsignatur lokaler Säugetiere bevorzugt werden (Evans et al. 2010; Hodell et al. 2004; Maurer et al. 2012; Sillen et al. 1998).

Als weiterer Ansatz werden gerne moderne **Umweltproben** als Referenzmaterialien herangezogen. Diese sind an jedem Standort vorhanden und können somit an allen Fundorten gesammelt werden. Im Gegensatz zu archäologischem Skelettmaterial handelt es sich dabei nicht um wertvolles unwiederbringliches einzigartiges Material, welches für die Analyse zerstört werden muss. Außerdem ist hierbei die Messung einer deutlich kleineren Probenmenge als bei archäologischem Material ausreichend, da die „lokale“ geografische Herkunft der Umweltproben gesichert ist. Allerdings stellt sich die Frage, welche Umweltmaterialien für die Bestimmung der lokalen Strontiumsignatur herangezogen werden sollten, da unterschiedliche Materialtypen durchaus voneinander abweichende $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnisse aufweisen können (Lengfelder et al. 2019; Maurer et al. 2012; Sillen et al. 1998). Da diese rezenten Proben als Referenz für vergangene Zeiträume herangezogen werden, muss die Beständigkeit des $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnisses gegeben sein. Die Proben sollten daher frei von modernen Kontaminationen sein, wie es beispielsweise Mineraldünger darstellen, und zusätzlich den archäologischen Strata entsprechen. Hinzu kommt die Frage nach der zu verwendenden Extraktionsmethode – insbesondere bei dem Probenmaterial Boden. Die zu analysierende Fraktion der Proben sollte stets den bioverfügbaren Anteil des Materials gut darstellen.

Um die Problematiken der gängigen Herangehensweisen bei der Bestimmung der $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Signatur ortsstämmiger Säugetiere zu beheben, wird im Rahmen dieser Arbeit ein auf rezenten Umweltproben basierendes **Mischungsmodell** entwickelt. Hierfür soll ein mathematisches Modell erstellt werden, welches unter Einbezug lokal gesammelter Pflanzen-, Grundwasser- und Bodenproben sowie einem aus der Literatur gezogenen Isotopie- und Konzentrationswert für globales Regenwasser, eine Mischung der $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnisse dieser Strontiumquellen innerhalb eines Säugetierkörpers berechnet. Dabei werden die einzelnen Quellen anhand ihrer Strontiumkonzentrationen und ihrer Aufnahme- und Absorptionismengen im tierischen Körper gewichtet und somit eine Mischisotopie kalkuliert, welche der $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Signatur lokaler Säugetiere entsprechen soll.

A 2 Blei in der Herkunftsanalyse – ein geografischer Marker?

Durch die Tatsache, dass Strontium aus dem lokalen Grundgestein stammt, an diversen Regionen jedoch vergleichbare Gesteinstypen anzutreffen sind, kommt es an verschiedenen geografischen Orten zu denselben oder überlappenden lokalen Strontiumsignaturen (siehe Kapitel IC 1.4). Daher kann das $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnis nur dann erfolgreich eingewanderte bzw. importierte Individuen identifizieren, wenn die interregionalen Differenzen groß genug sind, um die $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnisse des untersuchten Fundortes und des Herkunftsortes der eingewanderten Individuen voneinander unterscheiden zu können (Hodell et al. 2004; Slovak und Paytan 2012). An geologisch einfachen und einheitlichen Gebieten sind die Strontiumisotopien sehr homogen und unterscheiden sich oftmals kaum zwischen verschiedenen Fundorten. Um in solchen Regionen in der Lage zu sein, ortsfremde Individuen identifizieren zu können und auch in geologisch heterogeneren Gebieten möglichst alle ortsfremden Individuen erkennen zu können, ist das Heranziehen weiterer Kriterien und somit eine **Multielementanalyse** unentbehrlich.

Neben Strontium gehören auch Stickstoff, Kohlenstoff, Sauerstoff und Blei zu den in der analytischen Bioarchäologie routinemäßig untersuchten Elementen (Grupe et al. 2015; Slovak und Paytan 2012). Gerade Blei wird aufgrund seiner hohen isotopischen **Variabilität** gerne herangezogen. Mit seinen vier stabilen Isotopen, ^{204}Pb , ^{206}Pb , ^{207}Pb und ^{208}Pb , wobei die drei letzten aus verschiedenen radioaktiven Zerfallsreihen stammen, liefert Blei einen deutlich detaillierteren und somit ortsspezifischeren Isotopenfingerabdruck als es Strontium tut (Bullen und Kendall 1998; Grupe et al. 2015; Shaw et al. 2016).

Im Gegensatz zu Strontium ist für Blei keine wesentliche geologische Korrelation mit kalziumhaltigen Mineralien bekannt und die beiden Elemente reagieren in Bodenbildungs- und Verwitterungsprozessen unterschiedlich. Blei bietet deshalb einen erweiterten Einblick in die lokale Geologie (Elias et al. 1982). Biologisch gesehen verhalten sich Blei und Strontium jedoch sehr ähnlich (Burton 2008), weshalb bei der Bestimmung der lokal zu erwartenden Bleisignatur die gleichen **Probleme** auftreten wie beim Strontium. Leider treten bei der Anwendung von Blei in der Herkunftsanalyse einige Faktoren auf, welche die Messung des biogenen Isotopenverhältnisses und die Bestimmung der lokalen Isotopiespanne zusätzlich erschweren. So ist Blei allgemein fester an Mineralien gebunden als Strontium, wodurch es naturräumlich in geringen Konzentrationen vorkommt, von lokalen Hotspots wie Erzminen abgesehen. Dies führte lange zu technischen Schwierigkeiten in der akkuraten Messung des Bleiisotopenverhältnisses, gerade in dem seltensten und einzigen nicht radiogenen Isotop ^{204}Pb (1,48 %). Neben der bereits anspruchsvollen Messung der Bleisignatur, kommt als Schwierigkeit hinzu, dass bereits kleinste Mengen materialfremden Bleis zu einer Änderung der biogenen Originalisotopie führen können (Albarède et al. 2012; Montgomery 2002).

Durch Bergbau, Verhüttung und Metallveredelungen, durch die Herstellung von bleihaltigen Produkten wie Batterien, Pigmenten und Keramik, durch das Recycling und Entsorgen von Bleiverbindungen, und auch durch die Verbrennung fossiler Brennstoffe in Form von Kohle und verbleitem Benzin sowie durch die Verwendung von Mineraldüngern haben **Menschen** mittlerweile über mehrere Jahrtausende hinweg stark in den biogeochemischen Kreislauf von Blei eingegriffen und dabei oftmals hohe Konzentrationen in Luft, Boden und Wasser freigesetzt (Adriano 2001; Ahlberg et al. 2006; Bindler 2011; Mihaljevič 1999; Rieuwerts et al. 1999). Da besonders organische Bleiverbindungen in der Natur hoch mobil sind, wird die lokale Bleisignatur heutzutage oftmals stark von durch den Menschen eingebrachte und über die Atmosphäre verbreitete nicht lokale Bleiquellen geprägt.

Die Inhalation bleihaltiger Aerosole mit der Atemluft und auch die Tatsache, dass Menschen bleihaltige Artefakte oftmals mit ihrer Nahrung und dem Trinkwasser in Verbindung bringen, hat dazu geführt, dass die Bleisignatur in Mensch und Tier mittlerweile kaum noch von dem geologischen Untergrund des Wohnsitzes abhängig ist. In vorindustriellen verhüttungsfernen Orten sagt die Bleisignatur in Menschen viel mehr etwas über deren Zugang zu **bleihaltigen eingehandelten Produkten** aus (Montgomery 2002). Dies führt zu einer großen Komplikation in der Auswertung und der Analyse von Bleiisotopenverhältnissen. Neben der Frage, welche der fünf möglichen Isotopenverhältnisse ($^{208}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$, $^{207}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$, $^{206}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$, $^{208}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$, $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$) die ausschlaggebendsten sind und daher für die Analyse herangezogen werden sollten, ist ungewiss welche Variabilität innerhalb der Isotopenverhältnisse in lokalen Populationen zu erwarten ist und inwiefern diese Isotopensignatur durch geografisch nicht lokales, anthropogen eingebrachtes Blei beeinflusst wurden.

Inwieweit die Isotopien lokaler moderner **Umweltproben** mit denen archäologischer Skelettfunde übereinstimmen oder ob diese modernen Werte aufgrund der großen zeitlichen Differenz als mögliche Referenzproben bei der Definition der lokalen Bleisignatur nicht herangezogen werden sollten, da sie durch menschliches Eingreifen in den lokal bioverfügbaren Bleipool zu sehr von den damaligen Isotopenverhältnissen abweichen, ist eine Frage, die in dieser Arbeit geklärt werden soll.

A 3 Sauerstoffisotope in Umweltproben und Skelettmaterial

Ein weiteres Element, das bei der Herkunftsanalyse durch Untersuchung von Isotopenverhältnissen in den Probenmaterialien betrachtet werden kann, ist Sauerstoff. Dieser ist im Gegensatz zu Strontium und Blei unabhängig von der Geologie. Die Sauerstoffisotopie wird hingegen stark von dem **Wasserkreislauf** beeinflusst. In der Natur treten drei stabile Sauerstoffisotope auf: ^{16}O , ^{17}O und ^{18}O . Als Isotopensignatur des Sauerstoffs wird meist das Isotopenverhältnis der beiden Isotope ^{18}O und ^{16}O untersucht. Das Verhältnis wird in der Deltanotation als $\delta^{18}\text{O}$ angegeben, da der Unterschied zwischen deren Häufigkeiten sehr groß ist (um den Faktor 100, siehe Kapitel IC 3.1).

Da es sich bei Sauerstoff um ein leichtes Element handelt, kommt es hier bei Phasenübergängen und chemischen Reaktionen zu einer signifikanten **Fraktionierung** der Sauerstoffisotope, wobei es durch physikalische und kinetische Prozesse zu einer Verschiebung in der Häufigkeit der unterschiedlichen Isotope kommt. Das lokale $\delta^{18}\text{O}$ -Verhältnis ist somit von der geografischen Lage und den vor Ort herrschenden klimatischen Verhältnissen abhängig, wobei sowohl die Temperatur als auch die relative Luftfeuchtigkeit, die Höhenlage sowie der Abstand zu Küstenregionen für das $\delta^{18}\text{O}$ -Verhältnis entscheidend sind.

Da Sauerstoffisotope einer Fraktionierung unterliegen, ist die Isotopie des lokalen Niederschlagswassers sehr sensibel gegenüber Veränderungen in den Umgebungsbedingungen und kann sich somit über die Zeit ändern, wodurch sie nicht als stabil angesehen werden sollte. Die Möglichkeit, dass die lokale Signatur eines Ortes zu archäologischen Zeiträumen von der heutzutage vorzufindenden abweichen kann, stellt einen Schwachpunkt der $\delta^{18}\text{O}$ -Analyse dar, welcher die Bestimmung der zu Lebzeiten der untersuchten Population herrschenden lokalen Sauerstoffsignatur erschwert. Tatsächlich können Temperaturschwankungen, besonders trocken oder feucht ausfallende Monate, allgemein **Klimaänderungen** sowie extreme Wetterlagen zum Lebenszeitpunkt der untersuchten Individuen einen Einfluss auf das $\delta^{18}\text{O}$ -Verhältnis genommen haben (Araguás-Araguás et al. 2000).

Neben Umgebungsbedingungen können auch individuelle Faktoren, wie die **Physiologie** jedes einzelnen untersuchten Individuums und dessen gesundheitlicher Zustand, den Metabolismus und somit die in seinem Skelett vorzufindende Sauerstoffisotopie beeinflussen (Abeni et al. 2015; Kohn 1996; Reitsema und Crews 2011; Zanconato et al. 1992). Somit kann es auch innerhalb einer Population zu einer relativ großen Variation in den $\delta^{18}\text{O}$ -Werten kommen, wobei kranke und schwangere Individuen möglicherweise von den restlichen Individuen abweichende Werte besitzen. Unterschiede in der Physiologie, den Verhaltensweisen und dem Metabolismus verschiedener Spezies bringen eine zusätzliche Variation lokal zu beobachtender $\delta^{18}\text{O}$ -Werte mit sich.

Die dadurch verursachte Variabilität führt oftmals zu nicht eindeutig voneinander unterscheidbaren $\delta^{18}\text{O}$ -Werten an verschiedenen Fundorten, weshalb Sauerstoff als alleinständiger Herkunftsmarker weniger bevorzugt herangezogen wird als beispielsweise Strontium. Doch gerade an Fundorten, an denen der geologische Untergrund über weite Bereiche sehr homogen ist, die Fundorte sich aber im Breitengrad und dem Abstand zur nächsten Küstenregion unterscheiden, oder auch in Gebieten wie den Alpen, in welchen es deutliche Höhenunterschiede gibt, bietet sich die **Sauerstoffisotopie als Herkunftsmarker** in einer Multielementanalyse an (Evans et al. 2006; Knudson und Price 2007; Mauder et al. 2019; Mayr et al. 2016; Pederzani und Britton 2019).

Als typische Herangehensweise für die Bestimmung der Lokalität eines Individuums wird auch bei der Sauerstoffisotopenanalyse oftmals die **Verteilung** der von mehreren Individuen gewonnenen $\delta^{18}\text{O}$ -Werte betrachtet und Individuen mit selten vorkommenden und von der allgemeinen Verteilung abweichenden Isotopen als geografische Ausreißer angesehen.

Der in die Phosphatfraktion des Skeletts eines Säugetiers eingebaute Sauerstoff stammt größtenteils aus dessen **Trinkwasser**, was die signifikante Beziehung zwischen den $\delta^{18}\text{O}$ -Werten aus Skelettelementen und denen des meteorischen Wassers belegt (Bryant et al. 1996; Chenery et al. 2012). Daher kann auch die Sauerstoffisotopie des lokalen Niederschlags als lokale Referenz herangezogen werden (Koch 2007; Kohn und Cerling 2002). Dabei werden üblicherweise die aus dem Skelett gewonnenen $\delta^{18}\text{O}$ -Verhältnisse auf das Trinkwasser des Säugetiers zurückgerechnet. Dies erfolgt unter der Verwendung empirischer linearer Regressionen – und zwar speziesspezifisch.

Die Isotopie des **Niederschlags** kann entweder gemessen werden (am besten über einen längeren Zeitraum hinweg), oder aber aus online verfügbaren Datenbanken, wie beispielsweise dem „Global Network of Isotopes in Precipitation“ (GNIP), entnommen werden, insofern diese Werte für den untersuchten Fundort enthalten. Aufgrund der Lücken in solchen Datenbanken werden jedoch oftmals reine Extrapolationen verwendet, welche die in Datenbanken vorhandenen Daten nutzen und durch mathematische Modelle eine lokale Schätzung berechnen (z. B. „Online Isotopes in Precipitation Calculator“, kurz „OIPC“; Bowen 2010). Solche Proxydaten können jedoch immer von den tatsächlichen vor Ort herrschenden Isotopenverhältnissen abweichen. Dies ist besonders in hoch komplexen Regionen wie den Alpen der Fall, in welchen auch Windschatten durch Hänge und ähnliches die lokale Isotopie des meteorischen Wassers beeinflussen können und Grundwasserquellen oftmals erheblich von der Signatur des lokalen Niederschlagswassers abweichen können.

Im Rahmen dieser Arbeit soll daher herausgefunden werden, ob auch die $\delta^{18}\text{O}$ -Signaturen weiterer rezentere lokaler **Umweltproben**, wie Vegetation oder Grundwasser, in diesem Isotopensystem als mögliche lokale Referenzwerte für bioarchäologische Funde dienen können. Gerade Grundwasser kann als Stellvertreter für Regenwasser verwendet werden, da dessen $\delta^{18}\text{O}$ -Wert einen über mehrere Jahre gemittelten Wert des Regenwassers besitzt und somit Schwankungen, welche in meteorischem Wasser oftmals sehr groß ausfallen können, ausgleicht. Grundwasser könnte somit ein guter und ökonomischer Ersatz für die über längere Regenperioden andauernde Analyse meteorischen Wassers oder andererseits die reine Verwendung von Proxydaten, wie dem OIPC-Wert darstellen. Hinzu kommt, dass Grundwasser ebenfalls eine Trinkwasserquelle darstellt – sowohl für Menschen als auch für Tiere. Gerade in gebirgigen Regionen, wie den in dieser Arbeit untersuchten Europäischen Alpen, speist Grundwasser auch viele für Tiere gut zugängliche Oberflächenwasserquellen (Rodgers et al. 2005).

B Informationen zu den bearbeiteten Materialien

In dieser Arbeit wurden verschiedene Materialien der Biosphäre bearbeitet. Sowohl Materialien von Lebewesen als auch abiotische Materie aus Atmosphäre, Hydrosphäre und Lithosphäre wurden beprobt mit dem Ziel, die Zusammenhänge zwischen deren Isotopiesignaturen zu ergründen und Modelle zu erstellen, welche die Vorhersage der lokalen Isotopensignaturen archäologischer Säugetierfunde ermöglichen sollen. Hierfür ist es notwendig, alle einen Organismus signifikant beeinflussenden Faktoren zu untersuchen und deren Isotopiespannen und Anteile im Säugetier zu kennen. Demzufolge wurden jeweils Proben der Elementquellen Boden, Vegetation und Wasser beprobt. Um den Erfolg der durchgeführten Kalkulationen zu überprüfen, wurden auch Isotopenverhältnisse archäologischen Säugetiermaterials herangezogen. Im Folgenden sind kurze Steckbriefe zu den untersuchten Materialien und deren Stoffaufnahmemechanismen zu finden.

B 1 Biologie der Säugetiere

Um die Isotopenzusammensetzung im Körper eines Säugetiers, insbesondere das Signal im Knochen, vorhersagen zu können, ist es notwendig die Herkunft der Elemente sowie die möglichen Absorptionswege in den Körper zu verstehen. Dieses Kapitel liefert hierfür einen Überblick über den Stoffkreislauf, insbesondere die Stoffaufnahmemechanismen, den Transport absorbierter Elemente im Körper sowie die Aufnahme von Stoffen in tierische Zellen und letztendlich den Einbau von Elementen in das anthropologisch wertvolle Informationsmaterial, den Knochen.

B 1.1 Stoffkreislauf

Auf alle grundsätzlichen Stoffaufnahme- und Transportprozesse des Stoffkreislaufs innerhalb eines Säugetierkörpers, von der Aufnahme von Stoffen aus der Umgebung, über die Zirkulation und den Transport der absorbierten Moleküle im kardiovaskulären System zu deren Zielorganen, bis hin zu der Aufnahme dieser in die tierische Zelle durch deren Zellmembran und somit den potenziellen Einbau der enthaltenen Elemente in das tierische Gewebe, wird im Folgenden eingegangen.

B 1.1.1 Stoffaufnahmewege

Substanzen können über verschiedene Wege in den Körper eines Säugetieres gelangen. Man unterscheidet zwischen drei verschiedenen Stoffaufnahmeweegen: Inhalation in das Lungengewebe, Absorption über die Haut, Stoffaufnahme über den Verdauungstrakt.

a) Inhalation

Jede Zelle, die Zellatmung betreibt, benötigt für die oxidativen Vorgänge ihres Zellstoffwechsels Sauerstoff (O_2). In Säugetieren werden vor allem über das respiratorische System der Atemwege und der Lunge Gase mit der Umwelt ausgetauscht. Neben der

Lungenatmung findet zu einem gewissen Teil auch Hautatmung statt, welche in der Sauerstoffversorgung der Hautzellen eine signifikante Rolle spielt (Stücker et al. 2002). Der Gasaustausch findet dabei in beiden Wegen über Diffusion statt. Neben Gasen können zusätzlich auch **Partikel**, die sich in der Luft befinden, mit der Lungenatmung in das respiratorische System gelangen. Diese werden über vier mögliche Wege aus dem Lungengewebe entfernt (siehe Abbildung 1): Kleinere Partikel ($< 5 \mu m$) lagern sich an den unteren Teilen des Atemwegsystems ab. Dort lö-

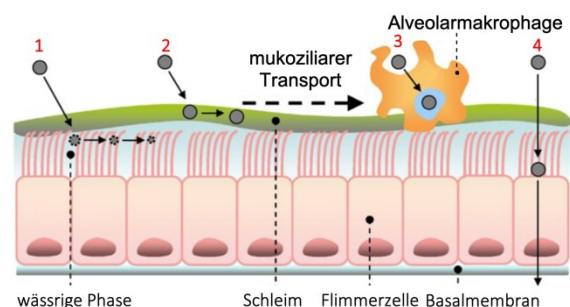


Abbildung 1 Wege der Atemwegreinigung (nach Hussain et al. 2011):

1 = Auflösung 2 = mukozilärer Abtransport
3 = Phagozytose 4 = Absorption

sen sie sich entweder extrazellulär auf, woraufhin sie durch Diffusion absorbiert werden, oder werden von Alveolarmakrophagen phagozytiert. Solch kleine Partikel gelten daher als besonders gesundheitsgefährdend (Pöschl 2005). Größere Teilchen lagern sich hingegen in dem Sekret der Trachea und Bronchien ab und werden von dort aus durch den mukoziliaren Transport der Flimmerzellen in den Pharynx transportiert und verschluckt (Bowen 1982; EFSA 2010; Hussain et al. 2011; Zhang et al. 2011).

b) Orale Aufnahme

Als heterotrophe Organismen müssen Säugetiere **organische Verbindungen** zu sich nehmen und diese spalten, um chemische Energie zu gewinnen. Dies erfolgt über die orale Aufnahme von Nahrungsmitteln. Auch **Flüssigkeit** muss aufgenommen werden, da ein zu niedriger Wassergehalt im Körper zu erheblichen Störungen im extrazellulären Flüssigkeitsraum führen kann. Nach der oralen Aufnahme werden Nahrungspartikel zunächst mechanisch durch Kauen zerkleinert. Im Verdauungstrakt werden diese anschließend chemisch aufgeschlossen und mit Hilfe von Verdauungsenzymen verdaut. Im Dünndarm findet schließlich ein Transport der erschlossenen Moleküle vom Darmlumen durch das sehr permeable Dünndarmepithel in den Blutkreislauf statt. Die Absorption kann sowohl interzellulär als auch transzellulär erfolgen (Clauss und Clauss 2009).

Die **Zusammensetzung der Nahrung** sowie die aufgenommene **Menge an Wasser** ist tierartspezifisch und kann sich stark unterscheiden. Bei den Nahrungstypen wird grob zwischen Herbivoren, Omnivoren und Faunivoren unterschieden. Je nach Wasserhaushalt und der Menge an in der Nahrung bereits enthaltenen Wasser, ist eine mehrfach tägliche Aufnahme von Wasser durch Trinken notwendig, oder aber auch nicht. Gerade frische Pflanzenblätter enthalten um die 80 bis 90 % Wasser, getrocknetes Heu nur noch 20 bis 30 % (Buddenbrock 1956). Durch an der Nahrung haftendes Wasser während, beziehungsweise auch nach, bestimmten Witterungen wie Regen, Schnee oder Tau und Oxydationswasser können kleine Wiederkäuer wie Schafe und Ziegen teilweise ohne zusätzliches Trinken ihren Wasserbedarf decken (Ganter et al. 2012). Größere Tierarten sind hingegen meist auf regelmäßiges Trinken angewiesen, z. B. Menschen und Rinder.

Auch der **Aufbau des Gastrointestinaltrakts** mit seinen Auswirkungen auf die Verdaulichkeit verschiedener Nahrungskomponenten ist von der Tierart abhängig. So besteht beispielsweise der Verdauungstrakt eines Monogastriers (beispielsweise Menschen, Schweine) aus nur einem Magen, welcher selbst keine eigenen Enzyme zum Zelluloseabbau besitzt. Polygastrier, wie es Wiederkäuer sind, besitzen hingegen zusätzlich einen Vormagen, den Pansen, in welchem eine Fermentation mit spezifischen Pansenmikroorganismen stattfindet, wodurch es zu einem fast vollständigen Abbau von Zellulose kommt (Hildebrand und Goslow 2013).

Auch die **Manipulation von Nahrung** durch beispielsweise Kochen, Einweichen, Keimenlassen, Mahlen und Fermentieren beeinflusst die in der Nahrung bioverfügbaren Bestandteile erheblich.

Neben reinen Nahrungsmitteln und Trinkwasser werden auch immer wieder **Bodenpartikel** in den Gastrointestinaltrakt aufgenommen. Dies kann in Form eingeatmeter Bodestaubpartikel, in Form von an Nahrungsmitteln anhaftendem Boden, in Wasser suspendierten Partikeln oder als unbewusstes direktes Essen von Boden, wie es zum Beispiel bei der seltenen Essstörung Pica vorkommt, erfolgen. Besonders Kinder nehmen durch ihre lange Aufenthaltszeit in Bodennähe und deren hoch frequentierte Hand-zu-Mund-Aktivität mehr Boden zu sich, als es erwachsene Menschen tun. Insbesondere im pathologischen Rahmen kann es dabei zu beträchtlichen Mengen an täglich aufgenommenen Boden kommen. Im Falle der Essstörung Pica beläuft es sich dabei auf circa 25 bis zu 60 g am Tag (Calabrese et al. 1997). Aber auch im nicht pathologischen Rahmen werden und wurden mit der Nahrung Bodenpartikel aufgenom-

men. Besonders in prähistorischen Populationen, in denen Nahrung vermutlich weniger gewaschen wurde und auch ein erhöhtes Einbringen von Boden durch Mahlverfahren auftreten konnte, spielte Boden als Stoffquelle sicher eine wesentliche Rolle (Montgomery 2002). Auch Tiere können große Mengen an Boden zu sich nehmen. Die orale Aufnahme von Bodenpartikeln über die Nahrung spielt gerade in grasenden Tierarten, wie die Wiederkäuer Rind, Schaf und Ziege, eine wesentliche Rolle. So kann an deren Nahrung bis zu 30 % Boden anhaften (Chaney 1989; Chenery et al. 2012; Langley 1996; Fries 1982), welcher entweder die Wurzeln der Futterpflanzen ummantelt oder aber sich als Staub oder Bodenspritzer auf den Blättern der Pflanzen niedergelassen hat. Aber auch für andere am Boden fressende Tiere, sowohl herbivore und insektivore Säugetiere, Vögel und Reptilien als auch karnivore Säugetiere und Vögel, wurde eine hohe orale Einnahme von Boden mit der Nahrung nachgewiesen (Arthur und Alldredge 1979; Beyer et al. 1997; Bindler 2011; Eeva und Lehikoinen 2000; Langley 1996). Arboreal essende Tiere nehmen hingegen, unabhängig von ihrer Nahrung, mit dieser nur bis zu maximal 0,1 % Boden auf (Langley 1996). Der Ort der Nahrungsaufnahme scheint dementsprechend für den Anteil der mit der Nahrung aufgenommenen Bodenmenge entscheidend zu sein. Die orale Aufnahme von Boden ist dabei durchaus nicht als ungewolltes Beiprodukt zu verstehen, sondern dient in vielen Arten der Deckung des täglichen Spurenelementbedarfs (Windisch und Plitzner 2006).

c) Hautkontakt

Stoffe können nicht nur nach Aufnahme in den Körper – durch orale Einnahme oder Inhalation – absorbiert werden, sondern auch durch unser größtes Organ, die **Haut**, in das Innere des Körpers gelangen. Die Haut nimmt mehr als 10 % der Körpermasse ein und umfasst beim Menschen eine Fläche von circa 2 m². Sie besitzt mehrere Funktionen, unter anderem stellt sie eine Barriere zur Außenwelt dar und schützt uns somit vor schädlichen Einflüssen.

Diese Barriere kann lediglich über **vier Wege** überwunden werden. Substanzen müssen hierfür entweder durch die Epidermis transportiert werden, was sowohl interzellulär als auch transzellulär erfolgen kann, oder sie dringen durch die zwei transappendagealen Wege gleich tiefer in die Haut ein und umgehen somit die äußere Schutzhülle des Säugetierkörpers. Dies geschieht über die in der Epidermis vorhandenen Kanäle der Haarfollikel oder der Schweißdrüsen (siehe Abbildung 2).

Dies führt dazu, dass die Haut kaum permeabel ist und die Aufnahme von Stoffen nur äußerst langsam erfolgt. Die Permeabilität der Epidermis ist stark von der Größe und der Polarität der Moleküle abhängig. Dabei können grundsätzlich lediglich sehr kleine lipophile Moleküle gut durch passive Diffusion über die Haut aufgenommen werden. Unabhängig davon gibt es allerdings auch verschiedene Faktoren, welche die Durchlässigkeit der Haut erhöhen können. So reduzieren beispielsweise manche Krankheiten, mechanische Verletzungen, reizende Detergenzien und Chemikalien die Barrierefunktion der Haut und führen dabei zu einer überdurchschnittlich hohen Aufnahme von Stoffen über die Haut (siehe Crosera et al. 2009; Grams 2005).



Abbildung 2 Wege der Stoffaufnahme über die Haut (Grams 2005).

A: transepidermal

B: transappendageal

B 1.1.2 Stofftransport innerhalb des Körpers

Ist eine Substanz einmal in den Körper vorgedrungen, so wird diese über das **kardiovaskuläre System** im Körper verteilt, um an die Zielzellen zu gelangen. Dies ist lebenswichtig, da eine einfache Diffusion durch das Gewebe, wie es bei der Hautatmung stattfindet, nicht für die Versorgung jeder einzelnen Zelle eines vielzelligen Organismus ausreicht. Nährstoffe, Sauerstoff und Hormone werden über den Blutkreislauf zu den jeweiligen Zielzellen befördert und Stoffwechselabfälle abtransportiert. Das geschlossene Kreislaufsystem der Säugetiere ist dabei vollständig von dem interstitiellen Raum getrennt. Das Herz treibt dieses durch seine Pumpfunktion an. Unter hohem Druck wird das Blut entlang des arteriellen Systems durch die vom Herzen wegführenden Gefäße gepresst. Diese münden in dem sogenannten Kapillarnetz, welches aus kleinen Haargefäßen besteht und die meisten Organe und Gewebe des Körpers durchzieht. An den Kapillaren findet vor allem durch Diffusion und Filtration Stoffaustausch mit den Gewebezellen statt. Dabei besitzen die Kapillaren sehr dünne, poröse und somit hoch permeable Wände und liegen in unmittelbarer Nähe jeder einzelnen Zelle ($< 30 \mu\text{m}$ Abstand). Aus dem Kapillarnetz fließt das Blut schließlich durch das venöse System zurück in Richtung des Herzens (Campbell et al. 2009; Clauss und Clauss 2009; Martini et al. 2012).

Die Transportflüssigkeit des kardiovaskulären Systems ist das **Blut**. Es besteht aus dem Blutplasma, der wässrigen Phase, in welcher Stoffe wie Atemgase, Elektrolyte (anorganische Salze) und Makromoleküle gelöst vorliegen, und den Blutzellen. Die wichtigsten zellulären Bestandteile bilden dabei, wie in Abbildung 3 dargestellt, Erythrocyten (rote Blutkörperchen), Leukocyten und Lymphocyten (weiße Blutkörperchen) und Thrombocyten (Blutplättchen) (Campbell et al. 2009).

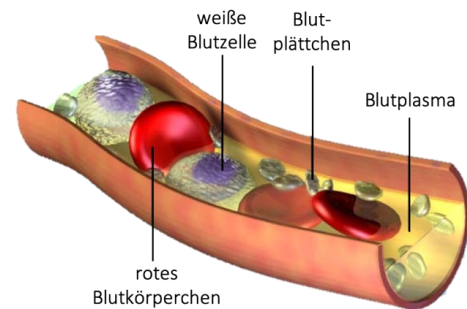


Abbildung 3 Zelluläre Hauptbestandteile des Blutes in einem Blutgefäß (Wöhler 2015).

Je nach Art der Substanz werden Moleküle an unterschiedliche Bestandteile des Blutes gebunden oder im Plasma gelöst. Abhängig von der Art der Bindung und der Affinität der betroffenen Bestandteile zueinander, ist die Diffusionsrate der absorbierten Substanzen in anliegende Gewebezellen unterschiedlich hoch.

B 1.1.3 Stoffaustausch an biologischen Membranen

Jede Zelle eines Säugetieres wird von einer **Plasmamembran**, auch Plasmalemma genannt, umgeben. Diese Membran besteht aus einer Lipiddoppelschicht, in welche Proteine eingelagert sind. Sie dient als physikalische Barriere zwischen dem extra- und intrazellulären Raum. Durch ihre selektive Permeabilität reguliert sie den Austausch von Nährstoffen und Ionen mit der Umwelt. Die Durchlässigkeit einer Membran für eine Substanz ist dabei von Faktoren wie ihrer Größe, der elektrischen Ladung, der Molekülform und ihrer Löslichkeit abhängig.

Grundsätzlich können Stoffe passiv (auch sekundär) oder aktiv (auch primär) durch die Biomembran transportiert werden. **Passiver** Membrantransport erfolgt dabei ohne zusätzliche Energiezufuhr entlang eines Konzentrationsgradienten durch Diffusion vom Ort der höheren Konzentration zum Ort der niedrigeren Konzentration. Eine direkte Durchquerung des Plasmalemmas ist sowohl für lipophile Stoffe als auch für Atemgase und unpolare Substanzen möglich. Auch Wassermoleküle können trotz ihrer Polarität die Plasmamembran direkt durchqueren. Im Gegensatz zur Diffusion, welche eine vollständige Mischung eines bestimmten Stoffes anstrebt, folgt Wasser den Regeln der Osmose, wobei es einen Konzentrationsausgleich der gelöst vorliegenden Teilchen zwischen intra- und extrazellulärem Raum anstrebt (= isotoner Zustand). Andere Stoffe, welche die Lipiddoppelschicht nicht direkt durchdringen können, nutzen das Vorhandensein von in die Membran integrierten Proteinen, den sogenannten Ionenkanälen und Carrier-Proteinen. Diese weisen unterschiedliche Selektivitäten auf, welche von elektrischen Ladungen der Aminosäuren in deren Tunnelinnenwänden abhängig sind. Der Transport über die Zellmembran erfolgt hierbei für eine spezielle Art von Molekül/Ion in die eine oder andere Richtung. Auch Co-Transport ist möglich, dabei handelt es sich um ein spezialisiertes Transportsystem, welches für viele Ionen, aber auch für höhermolekulare Substanzen, existiert. Hierbei ist der Transport durch die Membran an einen weiteren Stoff gebunden. Der Transport des zweiten Stoffs kann sowohl in dieselbe Richtung oder aber entgegengesetzt erfolgen.

Ausschließlich durch **aktiven** Transport, welcher Energie verbraucht, kann ein Teilchentransport entgegen des Konzentrationsgefälles an der Biomembran erfolgen. Dabei werden diese entweder durch Ionenpumpen (siehe Abbildung 4) geschleust oder in lipophile Vesikel aufgenommen, welche mit der Lipiddoppelschicht verschmelzen und durch diese wandern können. Vor allem große Partikel und Moleküle, welche kein eigenes Transportsystem besitzen, sind auf den letzten Weg angewiesen (Campbell et al. 2009; Clauss und Clauss 2009; Martini et al. 2012).

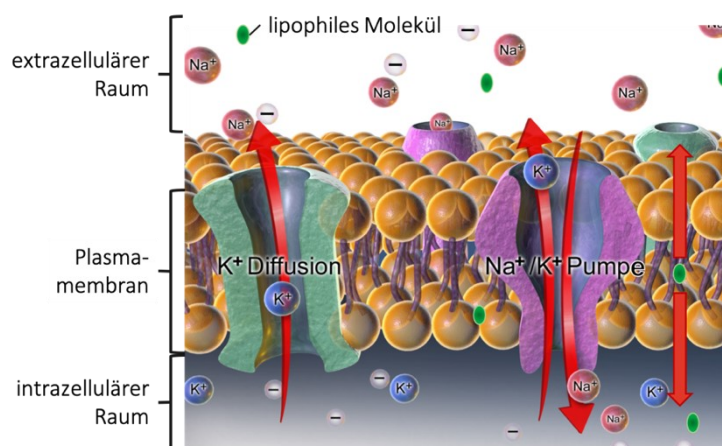


Abbildung 4 Teilchentransport und Diffusion entlang der Plasmamembran (nach Blausen 2014).

B 1.2 Das Skelett der Wirbeltiere

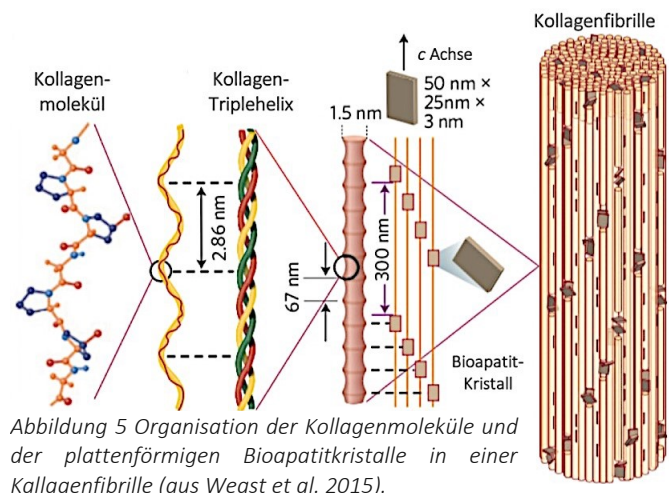
Knochen spielt eine wichtige Rolle im Mineralhaushalt der Säugetiere und stellt somit oftmals das Zielorgan von Mineralien im Körper dar. Dabei besitzt er eine Speicherfunktion und dient im Falle von schädlichen Metallionen auch als entgiftendes Ionenlager. Als formgebendes Stützorgan mit Schutzfunktion besitzt Knochen einen hohen Anteil an anorganischem Material und eine hoch kristalline Form. Diese führt dazu, dass Elemente des Säugetierskeletts selbst nach vielen Jahren im Sediment überdauern. Aus diesem Grund stellt Knochen eine unerlässliche **Informationsquelle** für die Untersuchung vergangener Lebensformen dar. Makro- und mikroskopische Untersuchungen geborgenen Skelettmaterials können Informationen sowohl über Körpergröße, Geschlecht und Alter als auch zu Pathologien liefern. Molekulare Analysen geben zudem Auskunft über Ernährungsgewohnheiten, geografische Herkunft, Liegezeitdauer und Genealogie (Grupe et al. 2015). Gerade in prähistorischen Zeiten, aus welchen es keine schriftlichen Aufzeichnungen über das Leben der Menschen gibt, sind Untersuchungen der körperlichen Relikte der Population die einzige Möglichkeit Kenntnis über diese zu erlangen.

Skelettmaterial stellt in dieser Arbeit einen zentralen Forschungsgegenstand dar. Insbesondere die Aufnahme und der Einbau von Elementen in das Skelett eines Säugetiers zu dessen Lebenszeit wird hierbei studiert und eine Vorhersage der darin enthaltenen Isotopenverhältnisse untersucht. Daher werden im Folgenden der Aufbau und die Entstehung des Wirbeltierskelettes weiter erläutert.

B 1.2.1 Zusammensetzung und Aufbau

Das Skelett ist der Halte- und Bewegungsapparat aller Wirbeltiere. Es ist ein komplex hierarchisch aufgebautes heterogenes **Kompositgewebe** und besteht sowohl aus einer organischen als auch einer anorganischen Komponente sowie Wasser.

Die **organische Matrix** wird hauptsächlich aus Kollagen Typ I gebildet, welches einen Gesamtanteil von 85 bis 90 % ausmacht, und enthält zusätzlich andere Kollagentypen, nicht-kollagene Proteine, Lipide, Mucopolysaccharide und andere Kohlenhydrate zu geringeren Anteilen (Carden und Morris 2000). Die genaue Zusammensetzung kann dabei zwischen unterschiedlichen Gewebetypen, wie den beiden Knochensubstanzen Kortikalis und Spongiosa und den Zahnbestandteilen Dentin und Enamel (mit < 4 % Organikanteil) als auch interindividuell durch die physiologischen Zustände der Individuen, welche durch Alter, Ernährung, Gesundheit und auch Schwangerschaft beeinflusst werden, leicht variieren. Im Mittel macht sie circa 20 bis 30 % des Knochengesamtgewichts aus. Die organische Komponente ist in extrem reißfesten Fasern organisiert, welche aus mehreren Kollagenketten bestehen, die sich zunächst in sehr eng gewundene Tripelhelices anordnen, welche wiederum durch Quervernetzungen zu linear-parallelen Mikrofibrillen zusammen gelagert sind und letzten Endes hoch-organisierte dreidimensionale Fasern ergeben (siehe Abbildung 5; Bailey et al. 1998; Boskey und Camacho 2007; Giraud-Guille 1988; Turner-Walker 2008).



Wie in Abbildung 5 zu sehen ist, ist in dieses Faserengerüst die mineralische Komponente in Form von kleinen, circa 2 bis 4 nm breiten und 10 nm langen, plattenförmigen Kristallen eingelagert (Fratzl et al. 2004; Weiner und Wagner 1998). Diese dienen der mechanischen Stabilisierung des Gewebes und besitzen gleichzeitig eine essenzielle Funktion als Mineralspeicher, überwiegend für Kalzium und Phosphate (Burger et al. 2008; Clauss und Clauss 2009; Glimcher 2006). Die Grundsubstanz des Minerals besteht aus einem kristallinen Kalziumphosphat, welches dem geologischen Apatit sehr ähnelt, weshalb es auch **Bioapatit** genannt wird (De Jong 1926; Grupe et al. 2015). Sie ist in einer hexagonalen Kristallstruktur organisiert (siehe Abbildung 6). In dieser bilden die Phosphatgruppen zwei Kanalstrukturen, welche parallel zur c-Achse verlaufen und die Kationen des Bioapatits enthalten. Die kleineren Kanäle enthalten 2/5 der Kalziumionen, welche in der sogenannten M1-Position vorliegen. Innerhalb des größeren Kanals lagern sich die restlichen 3/5 der Kationen ein, in der M2-Position (siehe Abbildung 7; Mao et al. 2016; Veselinović et al. 2010). Aufgrund dieser Struktur lässt Bioapatit eine Vielzahl an Ionensubstitutionen zu, wodurch es von der idealisierten stöchiometrischen Summenformel des Hydroxylapatits ($\text{Ca}_{10}(\text{PO}_4)_6(\text{OH})_2$) abweicht und strukturelle Verzerrungen aufweisen kann (Hughes und Rakovan 2002). Alle drei Bestandteile des Bioapatits können zu einem gewissen Grad an verschiedenen Positionen der Kristallstruktur durch andere Elemente ersetzt werden. Kalziumionen können dabei durch Metallionen, wie Ba^{2+} , Cd^{2+} , Co^{2+} , Cu^{2+} , Fe^{2+} , K^+ , Mg^{2+} , Mn^{2+} , Na^+ , Ni^{2+} , Pb^{2+} , Sr^{2+} , Zn^{2+} und sogar dreiwertiges Y^{3+} substituiert werden. Abhängig von der Ionengröße wird hierbei entweder die engere M1-Position oder die größere M2-Position bevorzugt (Zhu et al. 2006). Die Phosphatposition können andere Oxyanionen, z. B. CO_3^{2-} , SO_4^{2-} und AsO_4^{3-} , einnehmen. Und auch die Hydroxyposition kann mit CO_3^{2-} und einfach geladenen Anionen der Halogene (beispielsweise F^- , Cl^-) ausgetauscht werden (Cazalbou et al. 2004; Dorozhkin und Epple 2002; Kohn et al. 2002; McConnell 1973; Reiche et al. 2003; Skinner 2005; Thomas et al. 2007; Wopenka und Pasteris 2005). Der bevorzugte Ionenaustausch der Hydroxylgruppe mit Karbonationen führt dazu, dass Bioapatit nur einen sehr kleinen Anteil an Hydroxylionen besitzt, wodurch es eher einem Karbonathydroapatit als einem reinen Hydroxylapatit ähnelt (Greiner et al. 2019). Durch diese Substitutionen, welche allein durch die erfolgreiche Inkorporation der Ionen in das Kristallgitter und die Aufrechterhaltung des Gesamtladungsequilibriums beschränkt sind (Bergslien et al. 2008; Dorozhkin und Epple 2002), wird die Kristallinität des Bioapatits leicht aufgelockert (Astala und Stott 2005; Gómez-Morales et al. 2013) und sogar als mangelhaft kristallin bezeichnet (Misra 1984).

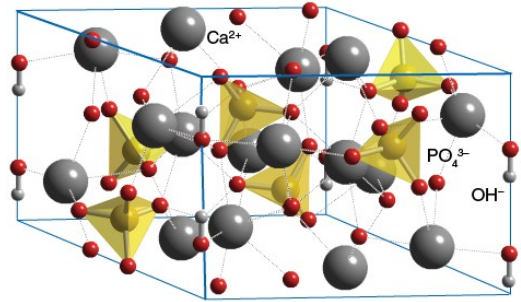


Abbildung 6 Hexagonale Elementarzelle des Hydroxylapatits $\text{Ca}_5(\text{OH})(\text{PO}_4)_3$ (Weller et al. 2018).

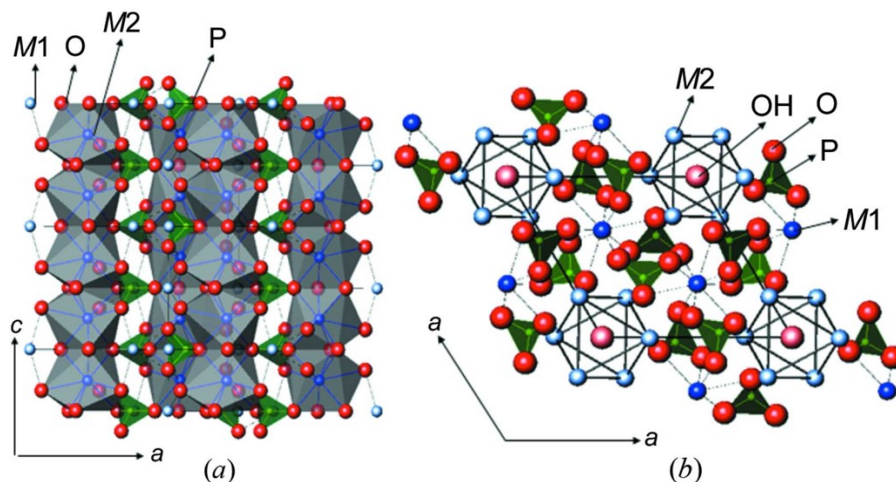


Abbildung 7 Darstellung der durch die Anordnung der Phosphatgruppen gebildeten Kanaltypen mit denen in M1- und M2-Position liegenden Kationen (aus Veselinović et al. 2010):
(a) Ansicht der a-c-Achse
(b) Ansicht der a-a-Achse

B 1.2.2 Knochenbildung und -stoffwechsel

Als metabolisch aktives Gewebe unterliegt Knochen einem lebenslangen Umbau, dem sogenannten „**Remodelling**“. Dieser gewährleistet, dass Knochen die Fähigkeit besitzt sich an Änderungen in den mechanischen Anforderungen anzupassen sowie Mikrofrakturen auszubessern (Burr 2002; Frost 1969; Martin und Udagawa 1998; Sommerfeldt und Rubin 2001).

Für die Bildung, den Erhalt und den Abbau des Bioapatits sind verschiedene spezialisierte Knochenzelltypen verantwortlich (Abbildung 8). **Osteoklasten** sind 50 bis 100 µm große, mehrkernige Zellen, welche für den Abbau der Knochenmatrix verantwortlich sind. Sie docken an der Knochenoberfläche an und geben in den, durch deren gekräuselte Zelloberfläche erzeugten, Hohlraum Protonen ab, welche die anorganische Phase des Knochens auflösen. Durch Exozytose von Enzymen wird auch die organische Phase des Knochens abgebaut. Durch die Aktivität der Osteoklasten werden die im Knochen gespeicherten Mineralien in den Blutkreislauf abgegeben und stehen somit an anderen Stellen des Körpers zur Verfügung (Boyle et al. 2003; Clauss und Clauss 2009; Martin und Udagawa 1998; Teitelbaum 2000). Die einkernigen **Osteoblasten** produzieren hingegen die Knochenmatrix. Sie sind wesentlich kleiner als Osteoklasten, weshalb es mehr als 100 Osteoblasten benötigt, um die Menge an Knochen wiederherzustellen, die ein Osteoblast abgebaut hat. Osteoblasten arbeiten daher in Gruppen, wobei sie eine epithelartige Zellenanordnung auf der Oberfläche bilden. Sie produzieren Osteoid, welches die anorganischen und organischen Bestandteile der Knochenmatrix enthält. Diese werden anschließend extrazellulär mineralisiert (Brixen et al. 1990; Clauss und Clauss 2009; Martin und Udagawa 1998; Rodan und Martin 2000). Die Aktivität der Knochenzellen wird durch Hormone **gesteuert**, welche so die Homöostase von Mineralien, hauptsächlich Kalzium und Phosphat, kontrollieren. Parathyrin, Calcitriol und Calcitonin sind die drei regulierenden Haupthormone. Calcitriol wird aus Vitamin D3 hergestellt und fördert die Absorption von Kalzium und Phosphat. Aber auch andere Hormone, wie Östrogen und Testosteron, und auch für den Knochenstoffwechsel wichtige Komponenten, wie Vitamine A, B12 und C, und die allgemeine Verfügbarkeit von Knochenmineralien im Körper sind wichtige Komponenten (Clauss und Clauss 2009; Martin und Udagawa 1998).

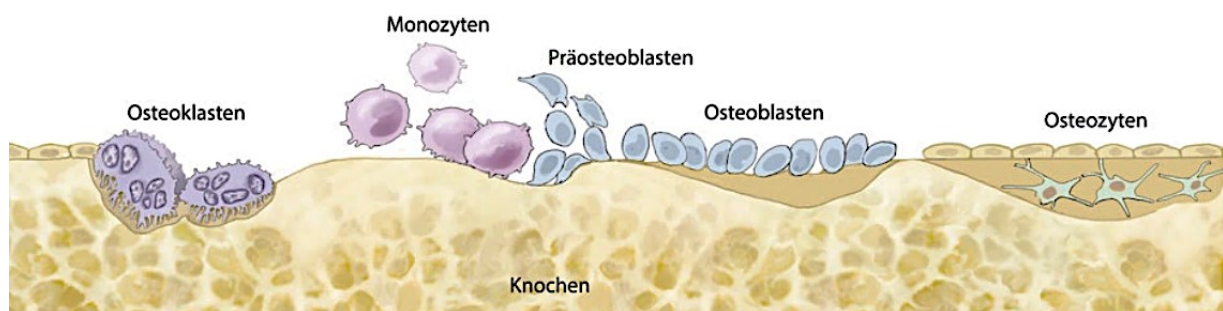


Abbildung 8 Knochentypische Zelltypen (Seubert et al. 2017).

Durch die Remodellierung des Knochengewebes wird altes, zuvor im Knochen gespeichertes, Material wieder freigesetzt und kann bei der Knochenneubildung zusammen mit neuen Mineralien erneut eingebaut werden oder aber an andere Stellen des Körpers transportiert werden (Priest und Van de Vyver 1990). Dabei ist die **Knochenumbaurate** nicht in allen Skelettelementen gleich, wodurch die in das Material eingebauten Stoffe aus unterschiedlichen Zeiträumen stammen können (Martin und Udagawa 1998). Einerseits sind Unterschiede zwischen der Umbaugeschwindigkeit von dichtem kortikalen Knochen, welcher nur langsam umgebaut wird und mehrere Jahrzehnte benötigt um einmal ganz umgebaut zu sein, und Spongiosa, welche deutlich schnellere Umbauzeiten von ein paar Jahren besitzt, sichtbar (Clarke 2008; Eriksen 1986; Hill 1998; Horn und Müller-Sohnius 1999; Jowsey 1960; Mulhern und Van Gerven 1997; Parfitt 1984; Price et al. 2002; Teitelbaum 2000). Andererseits gibt es auch Unterschiede zwischen verschiedenen Knochenelementen, wie beispielsweise Rippe und Femur. Auch metabolische, individuelle Unterschiede sind zu beobachten. Besonders in Kindern ist durch deren Wechsel im Metabolismus und dem Körperwachstum eine hohe Variabilität in den Knochenumbaurate zu finden (Aufderheide und Wittmers 1992; Erkkilä et al. 1992; Grynpas 1993; Leggett et al. 1982; Papworth und Vennart 1984; Stamoulis et al. 1999). Neben dem Alter spielen auch das Geschlecht, der Gesundheitsstatus und die Ernährung eines Individuums eine Rolle in der Remodelling-Aktivität der einzelnen Skelettelemente, wodurch die Umbaurate eines Knochenelements ebenfalls stark variieren kann und schwer einzuschätzen ist (Montgomery 2002). Auch der hohe Kalziumverbrauch während einer Schwangerschaft und der Stillzeit führen zu einer hohen Mobilisierung der im Knochen eingelagerten Minerale (Gulson et al. 1997b, 1998).

Zähne sind Bestandteile des Skeletts und sind aus den gleichen Bausteinen gebaut. Man unterscheidet zwischen Dentin, dem Hauptbestandteil des Zahnes, dem Zahnschmelz (Enamelum), welches die in dem Mundraum ragende Dentinfläche bedeckt, und dem Zahnzement (Cementum), welches die Zahnwurzel ummantelt (Grupe et al. 2015). Lediglich Zahnzement besteht, wie Knochen, aus circa 70 % mineralischen Komponenten und 21 % Kollagen. Dentin enthält einen etwas geringeren organischen Anteil von 18 % mit 72 % Mineralanteil und gereifter mineralisierter Zahnschmelz ist ein zellfreies und organikarmes Material, welches über 96 % aus Bioapatit besteht (Hillson und Antoine 2003). Im Gegensatz zu Knochen findet im zellfreien Zahnenamel nach seiner Entstehung und Mineralisierung kein Umbau der Mineralphase mehr statt. Auch das Dentin im Kronenbereich des Zahnes zeigt nur vernachlässigbare Umbauraten auf, sodass beide Materialien Elemente enthalten, die zum Zeitpunkt der Mineralisation im Blutkreislauf zur Verfügung standen (Boyde 1989; Brudevold et al. 1977; Fincham und Simmer 2007; Grupe et al. 1997; Hillson 1996; Koch et al. 1997; Rowles 1967; Sasaki et al. 1997; Shapiro et al. 1972; Underwood 1977; Veis 1989; Wieser et al. 1996).

B 2 Aufbau und Stoffaustausch der Pflanzen

Pflanzen spielen für den Menschen in mehrerlei Hinsicht eine große Rolle. Sie dienen ihm einerseits als **Nahrungsquelle** und können andererseits aber auch als **Werkstoff** verwendet werden. Betrachtet man die Trophiestufen chemischer Elemente, so stehen Pflanzen über den lokalen abiotischen Quellen Boden und Wasser und geben ihre Elemente weiter an zunächst herbivore und daraufhin karnivore Tiere. Sie sind eine wichtige Stoffquelle für Säugetiere und spielen somit in dieser Arbeit auch eine essenzielle Rolle.

B 2.1 Pflanzlicher Stoffkreislauf

Pflanzen gehören zu den **autotrophen Lebewesen**, sie können organische Moleküle selbst herstellen. Dies erfolgt unter der Nutzung von Licht und atmosphärischen Kohlenstoffdioxid, welche in der Photosynthese-Reaktion zu Sauerstoff und Glukose umgewandelt werden. Dennoch ist jede Pflanze darauf angewiesen anorganische Moleküle und Nährstoffe aus ihrer Umgebung aufzunehmen.

Die **Aufnahme** von Wasser, Makro- und Mikronährstoffen sowie Mineralstoffen erfolgt vorwiegend über das einzige mit dem Boden in Verbindung stehende pflanzliche Organ, die **Wurzeln**. Deren Epidermis weist sehr dünne durchlässige Zellwände auf und dient als Absorptionsgewebe. Ausschließlich gelöste Ionen werden gemeinsam mit der Wasseraufnahme absorbiert. Durch passive Diffusion dringen diese über den Apoplast (Gesamtheit aller Zellwände und Interzellularräume) der äußeren Wurzelgewebe in das pflanzliche Gewebe ein. Um das freie Eindringen sämtlicher Bodenionen in die Pflanze zu verhindern, sind die Leitbündel der Wurzel von der Endodermis umgeben, welche mit Hilfe des Stoffes Suberin den apoplastischen Stofftransport einschränkt (siehe Abbildung 9).

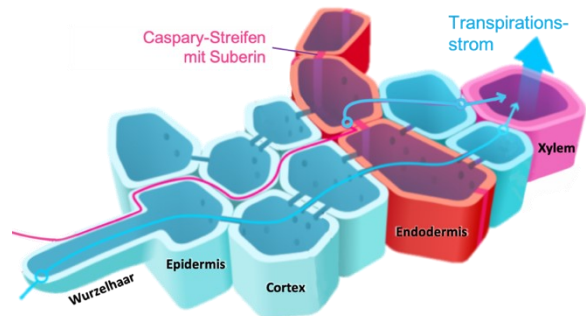


Abbildung 9 Querschnitt eines Wurzelhaares mit Markierung des apoplastischen (rosa) und symplastischen (blau) Transports durch das Wurzelgewebe (nach Kelvinsong 2013).

Nur durch die Passage der Plasmamembran der pflanzlichen Zelle gelangen Ionen in das Innere einer pflanzlichen Zelle, in den **Protoplast**. Der Transport von Stoffen über die pflanzliche Zellmembran unterliegt den Mechanismen des Stoffaustauschs an biologischen Membranen (siehe Kapitel IB 1.1.3). Die Konzentration der zellinternen Elemente kann je nach Bedarf der Pflanze durch die aktive Kontrolle mancher Kanalaktivität angepasst werden (Cataldo et al. 1987; Munk 2009). Einmal im Protoplasten aufgenommen, können Stoffe weiter über Protoplasten verbindende Plasmodesmen im Symplasten verteilt und über das Xylem mit dem Transpirationsstrom in oberirdische Pflanzengewebe transportiert werden (siehe Abbildung 10). Von dort aus gelangen sie in andere Pflanzenorgane, in welchen sie verstoffwechselt und angereichert werden (Jarosch 2019; Liao et al. 2006; Munk 2009; Verbruggen et al. 2009).

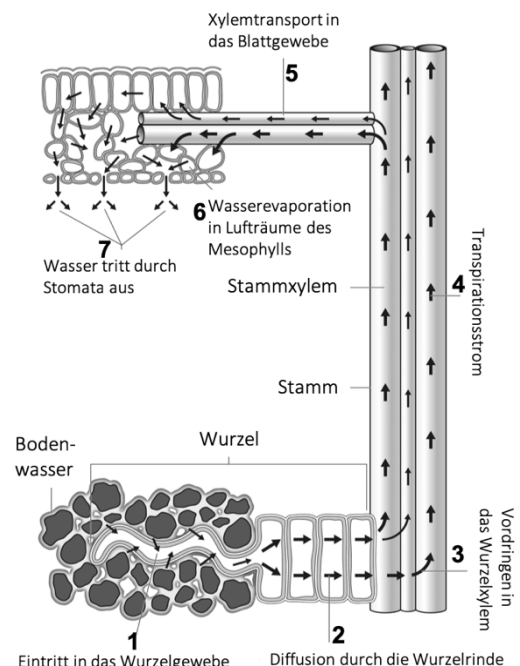


Abbildung 10 Aufnahme und Transport von Wasser entlang des Transpirationsstroms (nach Siyavula 2019).

Die **Verfügbarkeit** von Ionen aus dem **Boden** wird sehr stark von der Zusammensetzung des Bodens, in welchem die Wurzeln vorliegen, beeinflusst. Daher ist auch die Wurzeltiefe ein wichtiger Faktor, wenn es darum geht, welche Ionen einer Pflanze zur Verfügung stehen (Drouet et al. 2005b). Bis zu circa 2 % der in der jeweiligen Bodenschicht vorliegenden Ionen sind für Pflanzen verfügbar (Munk 2009). Um ihren Elementbedarf zu decken, können Pflanzen und wurzelassoziierte Mikroorganismen den Bereich um ihre Wurzeln, die Rhizosphäre, aktiv beeinflussen, wodurch Mineralpartikel gelöst und der prozentuale pflanzenverfügbare Anteil der Ionen im Boden erhöht werden kann (Brioschi et al. 2013; Kabata-Pendias 2010). Dabei werden verschiedene Substanzen, von organischen Säuren, über Zucker und Aminosäuren, hin zu H^+ und HCO_3^- , abgesondert (Marschner et al. 1986; Russell 1973). Die Bioverfügbarkeit von Bodenelementen in solchen Mikroumfeldern kann daher deutlich von denen des Umgebungsbodens abweichen (Courchesne und Gobran 1997; Lorenz et al. 1994).

Neben der Aufnahme von Mineralstoffen über das Wurzelgeflecht können Gefäßpflanzen auch Stoffe, die sich auf der **Oberfläche** ihrer oberirdischen Organe abgesetzt haben, aufnehmen (Kabata-Pendias 2010). Dabei tritt es in geringen Mengen auf, dass bei der Diffusion von Gasen durch die Kutikula der Blätter und der für den Gasaustausch speziell differenzierten Spaltöffnungszellen, den Stomata, auch gelöste Ionen in das Blattinnere eindringen. Von dort aus können diese wiederum in die inneren Gewebe der Pflanze vordringen und über die verschiedenen Pflanzenorgane verteilt werden (Munk 2009). Hierbei spielt die Morphologie des Blattes, insbesondere die Oberflächenstruktur, eine entscheidende Rolle. Je nachdem, wie rau, haarig, klebrig und großflächig ein Blatt ist, desto mehr oder weniger Partikel bleiben an einem Blatt haften und können somit potenziell in die Pflanze aufgenommen werden (Bowen 1982; Page et al. 1971; Wedding et al. 1975). Gerade Elemente, welche im Wurzelbereich der Pflanze immobilisiert werden und eine geringe Translokation besitzen, können über diesen zweiten Aufnahmeweg vermehrt in oberirdische Pflanzenorgane vordringen.

Die **Mobilität eines Elements** in einer Pflanze ist unter anderem von der Ionenlöslichkeit, der Ladung des jeweiligen Ions, dessen Größe, dem Nährgehalt und somit der Wichtigkeit des Elements für die Pflanze sowie der Xylemmatrix und dem pH-Wert des Pflanzensaftes abhängig und ist demzufolge auch standort- und speziesspezifisch (Cutter und Guyette 1993). Dabei werden beispielsweise essenzielle Elemente auch von den inneren Jahresringen zu den äußeren Ringen eines Baumstammes transportiert, um eine ausreichende Ernährung der Zellen gewährleisten zu können (Speer 2010).

Im Gegensatz zu Tieren besitzen Pflanzen nur in einem begrenzten Maß die Fähigkeit verstoffwechselte Mineralstoffe und nicht brauchbare oder sogar schädliche Ionen **auszuscheiden**. Um die Zirkulation solcher Stoffe zu verhindern, werden diese immobilisiert, indem sie in Vakuolen gespeichert, an spezifische Ligamente gebunden oder in Zellwände eingebaut werden, oftmals bereits bevor sie in das Xylem vordringen können. Eine Entfernung von Mineralen aus dem Pflanzenpool erfolgt hauptsächlich über die Blätter. Dabei können über diese anhand von meist limitierter Salzextraktion, Auswaschung durch sauren Regen oder durch Abwurf ganzer Blätter Mineralien an die Umwelt abgegeben werden (Franceschi 1989; Gupta et al. 2009; Jiang und Liu 2010; Kabata-Pendias 2010; Krzesłowska et al. 2010; Maestri et al. 2010; Munk 2009; Singh et al. 2010; Volk et al. 2002).

B 2.2 Verholztes pflanzliches Gewebe

In dieser Arbeit wurde Holz als Repräsentant der lokalen Vegetation gewählt. Holz bezeichnet das harte Gewebe der Sprossachsen von Samenpflanzen, auch **sekundäres Xylem** genannt, welches neben der Aufgabe des Wassertransports zusätzliche Funktionen, wie die mechanische Festigung und Stoffspeicherung, erfüllt. Es besteht aus Zellen mit verdickten Zellwänden, welche meist abgestorben sind. Optisch betrachtet ist in Bäumen, welche in Klimazonen mit Trockenperioden wachsen, eine Ausbildung von **Jahresringen** zu sehen. Diese entstehen während der Wachstumsphase des Holzes, welches in den gemäßigten Breiten auf die warmen Jahreszeiten von April bis September beschränkt ist. Frühholz, welches zu Beginn des Wachstumsperiode gebildet wird, ist dabei weitlumiger und zellreicher als Spätholz. Der innere Teil des Holzes ist oft dunkler gefärbt. Dieser Teil wird als **Kernholz** bezeichnet. Es besitzt kein funktionelles Xylem mehr, besteht hauptsächlich aus abgestorbenen Zellen, ist sehr hart und besitzt eingelagerte Schutzstoffe. Der äußere jüngere Teil, das **Splintholz**, ist hingegen heller und physiologisch aktiv.

Die Leitelemente des Xylems bestehen aus den beiden Zelltypen **Tracheiden** und **Tracheen**. Bei diesen handelt es sich um abgestorbene Zellwandstrukturen, welche für den Wassertransport verantwortlich sind. Dieser erfolgt in Pflanzen, anders als in Säugetieren, somit intrazellulär. Tracheen stellen weitlumige Röhren dar, welche durch eine Verschmelzung mehrerer Zellen durch die Auflösung der Zellquerswände entstehen. Tracheiden sind hingegen langgestreckte Einzelzellen, welche durch Reduktionen in ihrer sekundären Zellwand einen Wassertransport in Längsrichtung ermöglichen. Beide Zelltypen besitzen Tüpfel, welche zusätzlich einen Wassertransport in Querrichtung ermöglichen (Fujita und Harada 2001; Höll 1994; Munk 2009; Weiler und Lutz 2008).

Die **Zellwand** einer pflanzlichen Zelle ist ein die Zellmembran umschließendes pflanzentypisches Organell, welche oftmals mehrschichtig ist und als formgebendes Exoskelett fungiert. Sie setzt sich aus Zellulosefibrillen und einer Matrix aus Pektinen, Hemizellulosen, Proteinen und Lignin zusammen. In kleineren Mengen sind auch Bestandteile wie Öle, Harzsäuren, Terpene, aromatische Komponenten, wie beispielsweise Tannine und Flavonoide sowie verschiedene Arten von (Poly-) Sacchariden und Glykosiden, Mineralsalze und Alkohole enthalten (Fengel und Wegener 1989; Freeman 1946; Rowell et al. 2012). Hauptbestandteil der primären Zellwand und auch ein wesentlicher Anteil des sekundären Zellwandgerüsts der Holzzellen ($\leq 90\%$) ist die Zellulose (Höll 1994; Jarosch 2019; Jiachang et al. 2009).

Zellulose ist ein Kohlenhydratpolymer, welches aus 2 000 bis 15 000 über β -1,4-glykosidisch verbundene Glukosemonomeren besteht (Bresinsky et al. 2008). Es ist die häufigste organische Verbindung in der Biosphäre, mit einer Biomasseproduktion von $1,5 \cdot 10^{12}$ Tonnen pro Jahr (Klemm et al. 2005). Die einzelnen geradlinigen Zelluloseketten sind durch intra- und intermolekulare Wasserstoffbrücken sowie Van der Waals Wechselwirkungen miteinander verbunden und bilden so Mikrofibrillen (Nishiyama et al. 2002; Parthasarathi et al. 2011), welche in eine Matrix aus Hemizellulosen und Pektin eingebettet sind (Fengel und Wegener 1989), wie in Abbildung 11 abgebildet. Abhängig von der Anordnung der Wasserstoffbrücken, treten in der Natur zwei unterschiedliche Kristallformen von Zellulose auf: α und β (Nishiyama et al. 2002, 2003).

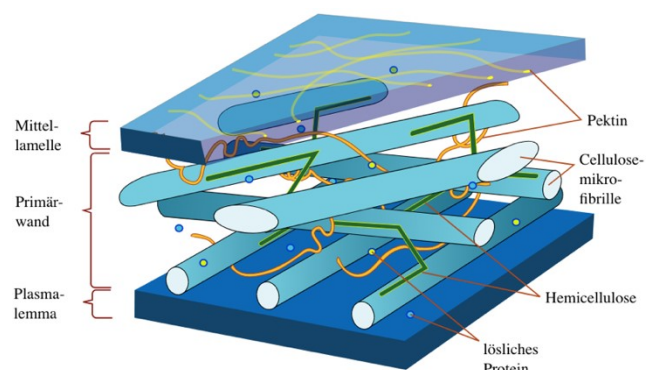


Abbildung 11 Aufbau der primären Zellwand (LadyofHats 2007).

Sowohl Tracheen als auch Tracheiden sterben nach Abschluss ihrer Differenzierung und der Verholzung ihrer Zellwände durch Lignifizierung ab. Neben den typischen Bestandteilen der Zellwand kann es in Holzzellen zu einer signifikanten **Inkrustierung von Mineralen** in der Zellwand kommen. Besonders schwerlösliche Salze häufen sich in dieser an (Frey-Wyssling 1959). Die elementare Zusammensetzung unterschiedlicher Jahresringe zeigen saisonale Schwankungen auf. Diese können durch Änderungen in den pflanzlichen Mineralquellen in den Monaten des Dickenwachstums verursacht sein, aber auch physiologische Prozesse spielen hier eine große Rolle und führen zu Fluktuationen. So können Schwankungen der Mineralkonzentrationen in Holzfasern mit der saisonalen Änderung der Menge und der Zusammensetzung des Xylemsafts in Verbindung gebracht werden (Hagemeyer und Schäfer 1995). Auch der Anteil an mobilen Komplexbildnern im Xylemsaft unterliegt saisonalen Schwankungen, was zu einer geringeren Bindung von Kationen an Gefäßwänden führt (Ferguson und Bollard 1976; Sauter und Van Cleve 1992; Schneider et al. 1994). Zusätzlich können Unterschiede in der elementaren Zusammensetzung zwischen Früh- und Spätholz auftreten. Dabei kann in dem weitleumigeren Frühholz eine höhere Metallakkumulation gefunden werden, da dieses einerseits eine größere Oberfläche besitzt, welche Ionen binden kann, und andererseits auch ein größerer Xylemstrom erfolgt (Ellmore und Ewers 1986; Locosselli et al. 2018).

Die Analyse von Jahresringen wird bereits seit den 1970er Jahren verwendet, um Umwelt- und Luftverschmutzungen zu rekonstruieren (Lukaszewski et al. 1988). Hierbei werden vorwiegend Spurenmetalle wie Kupfer, Cadmium, Blei und Zink untersucht (Hagemeyer und Schäfer 1995; Watmough und Hutchinson 2002). **Dendrochemische Untersuchungen** nehmen an, dass in die unterschiedlichen Jahresringe jene Stoffe eingelagert werden, die dem Baum zu dem Zeitpunkt der Wachstumsphase zur Verfügung stehen. Dies scheint größtenteils zu stimmen (Locosselli et al. 2018). Die chemische Zusammensetzung des Xylemsafts ist dabei von den elementaren Konzentrationen in der Umgebung der Pflanze, deren Bioverfügbarkeiten, deren Aufnahmemenge in die Pflanze und der Translokation innerhalb des Xylems abhängig (Benavides et al. 2005; Smith und Shortle 1996). Beobachtungen von einem deutlichen Konzentrationsgradienten zwischen Kern- und Splintholz weisen jedoch auf eine mögliche zentripetale Translokation von Elementen hin. Während dieser könnte in einem gewissen Rahmen ein radialer Transport von Elementen aus dem Splintholz in das Kernholz stattfinden (Brownridge 1984; Gilboy et al. 1979; Hagemeyer et al. 1994; Lukaszewski et al. 1993; Okada et al. 1993a, b).

B 3 Wasservorkommen und hydrologischer Kreislauf

Wasser spielt eine essenzielle Rolle in vielen Aspekten eines Lebewesens. Dies reicht von wichtigen Zellprozessen hin bis zum Verhalten von Tieren in ihrer Umgebung. Leben auf der Erde ist in einem Wassermilieu entstanden und auch heute ist Wasser noch **essenziell** für viele Lebensformen. Pflanzen benötigen extrahierbares Wasser aus dem Boden, um zu überleben. Dabei zieht ein gewöhnlicher Baum um die 190 L pro Tag. Auch die meisten Tiere benötigen eine regelmäßige Wasserzufuhr und können dabei nur wenige Tage ganz ohne Wasser auskommen. Der menschliche Körper besteht zu 60 % aus Wasser. Sechzig Prozent dieses Wassers befinden sich in den Körperzellen. Die übrigen 40 % zirkulieren im Körper. Wasser ist für einen Großteil der biologischen Prozesse notwendig, da fast alle Enzymreaktionen durch H_2O -katalysiert werden. Dabei nehmen viele Enzyme erst durch Bindung von H_2O -Molekülen ihre aktive dreidimensionale Struktur ein. Da Wasser die Grundlage der Körperflüssigkeit ist, ist es verantwortlich für die Weiterleitung von Zellbotenstoffen und Nährstoffen von einer Zelle zur anderen (Lynden-Bell et al. 2010). Als stark polares Molekül weist Wasser eine hohe Bereitschaft zur Lösung anderer vor allem polarer Stoffe auf, weshalb Wasser in der Natur selten frei von Stoffeinträgen vorliegt. Viele Gase, aber auch Salze sind in Wasser löslich und liegen in diesem in Form von Ionen vor. Mit der Aufnahme des Wassers stehen diese Mineralien auch für den Stoffwechsel von Mensch, Tier und Pflanze zu Verfügung (Grohmann et al. 2011; Merkl 2008).

Heutige Wasserressourcen nehmen ein Volumen von $1,34 \cdot 10^9 \text{ km}^3$ auf der Erde ein. Dabei liegen 97 % des Wassers als Salzwasser in den Meeren vor. Der Großteil des Süßwassers (99,997 %) ist unzugänglich in der Eisplatte der Antarktis gespeichert. Lediglich 0,003 % des Süßwassers steht Landbewesen in flüssiger Form zur Verfügung (Lynden-Bell et al. 2010). Das **Trinkwasser** eines Säugetieres stammt sowohl aus unterirdischen Wasserquellen, dem Grundwasser, als auch aus Oberflächenwasser und Niederschlagswasser, in Form von Regenwasser und Tau.

B 3.1 Oberflächenwasser

In die Kategorie **Oberflächenwasser** fallen alle oberirdischen Gewässer, sowohl fließende als auch stehende. Diese umfassen kleine Bäche, Flüsse, Seen und das Meer sowie anthropogen angelegte Tal-sperrbecken. Die Zusammensetzung von Oberflächenwasser unterliegt starken räumlichen, zeitlichen und oftmals saisonalen Schwankungen. Die Inhaltsstoffe sind dabei stark von dem jeweiligen Einzugsgebiet des Wassers abhängig, als auch von atmosphärischer Deposition, mikrobiellen Aktivitäten und der jeweiligen Fließgeschwindigkeit. Eine hohe Anzahl an Sink- und Schwebstoffen, starke Temperaturschwankungen und ein hoher Gehalt an organischen Komponenten sind typische Charakteristika für Oberflächenwasser. Deshalb wird dieses für menschliche Trinkwasserzwecke mit seiner bedenklichen Hygiene weniger gern herangezogen (Mutschmann und Stimmelmayr 2007).

Oberflächenwasser unterliegt einem Zyklus der Evaporation/Transpiration und Präzipitation. Dabei durchläuft das gesamte Oberflächenwasser jährlich 37-mal den **hydrologischen Zyklus**, wobei jedes einzelne Wassermolekül mehrere Aggregatzustandsänderungen passiert (Lynden-Bell et al. 2010). Meereswasser evaporiert und bildet Wolken, welche vom Meer aus über das Festland hineingetragen werden. Mit der Zeit kondensiert das gasförmige Wasser und schlägt sich als Regen nieder. Ein Teil des auf dem Land abgeregneten Wassers fließt ab und wird den Meeren zurückgeführt. Ein anderer Teil wird durch Evapotranspiration, einem Sammelbegriff für die Evaporation von Wasser aus Boden und Wasseroberflächen und Transpiration von Tieren und Pflanzen, zurück in die Atmosphäre aufgenommen. Der restliche Teil des Niederschlags sickert durch die Bodenschichten in das Grundwasserreservoir und wird letzten Endes ebenfalls zurück in die Meere geleitet (Mazor 2004).

B 3.2 Atmosphärischer Niederschlag

Als Teil des Wasserzyklus von Oberflächenwasser befindet sich dieses nach Evaporation in der Atmosphäre, der gasförmigen Hülle der Erde. Ihr Volumen setzt sich zu 78,09 % aus Stickstoff und 20,95 % aus Sauerstoff zusammen. Neben diesen besitzt die **Atmosphäre** eine Reihe weiterer Inhaltsstoffe, deren Konzentrationen jedoch starken zeitlichen und räumlichen Schwankungen unterliegen. Die Aufenthaltszeiten dieser Substanzen in der Atmosphäre reichen dabei von wenigen Stunden bis hin zu mehreren Jahren und sind somit vergleichsweise kurz (Roedel und Wagner 2011).

In der Atmosphäre befinden sich um die $13 \cdot 10^{15}$ kg **Wasser**. Dieses liegt größtenteils in Form von Wasserdampf vor und besitzt eine mittlere Verweilzeit von 10 Tagen. Das Wasser stammt aus allen möglichen Evapotranspirationsquellen, wobei die größte Verdunstung mit etwa $\frac{3}{4}$ der Gesamtmenge über dem Meer stattfindet. Bei einer Übersättigung der Luft mit gasförmigen Wassermolekülen kondensieren diese an sogenannten Kondensationskernen, deren Grundlage meist in der Luft vorhandene Schwebpartikel darstellen, und bilden Wassertropfen. Sobald diese ein gewisses Gewicht erreicht haben, fallen sie als nasser Niederschlag auf die Erdoberfläche herab und waschen dabei weitere Spurenstoffe und Partikel aus der Atmosphäre (Roedel und Wagner 2011).

Diese partikelförmigen Beimengungen in der Luft werden allgemein als Aerosole bezeichnet und sind neben Stoffen im gasförmigen Aggregatzustand stets in der Atmosphäre vorhanden. Sie besitzen Partikeldurchmesser im Bereich von wenigen Nanometern bis zu zehntel Millimetern (Hinds 1999; Seinfeld und Pandis 2012). Aerosole stammen aus diversen natürlichen als auch anthropogenen Quellen. Dabei wird unter primären und sekundären Partikeln unterschieden. Primäre Partikel stammen aus wind- und verkehrsbedingten Aufwirbelungen von sowohl Straßen-, Boden- und Mineralstaub, als auch Meersalz und biologischen Materialien, wie Pflanzen- und Tierfragmenten, Bakterien und Pilzsporen, und Pollen. Auch Vulkanausbrüche und das Verbrennen von Biomasse oder Brennstoffen liefern primäre Aerosole. Sekundäre Aerosole werden hingegen durch den Aggregatswechsel von gasförmig zu fest in der Atmosphäre selbst gebildet. Dementsprechend sind die Konzentration und auch die Zusammensetzung der Aerosole in der Luft sowohl zeitlich als auch räumlich sehr variabel (Pöschl 2005). Abhängig von den Eigenschaften des Aerosols, aber auch von den Wetterbedingungen, besitzen Aerosole eine Verweildauer von wenigen Stunden bis Wochen (Raes et al. 2000; Williams et al. 2002). Schwere Partikel sedimentieren dabei besonders schnell. Die Konzentration an Partikeln in der Luft korreliert mit der Luftfeuchtigkeit und der Feuchtigkeit des Bodens. Der größte Ausfall an Aerosolen erfolgt entlang eines nassen Niederschlags aber auch eine trockene Deposition ist möglich. Diese erfolgt durch konvektiven Transport, Diffusion sowie Anhaften an der Erdoberfläche. Generell legt sich die Mehrheit von Aerosolen mit der Zeit auf der Oberfläche von Böden und Pflanzen ab. **Aerosole** und deren trockener Niederschlag spielen eine große Rolle in der Luftqualität und somit auch in der Menge inhalierter Partikel in Säugetieren (Pöschl 2005). Gerade in trockenen Monaten können Aerosole mit der Luftzirkulation erneut aufgewirbelt und somit eingeatmet werden. Dies führt zu einer erhöhten Aufnahme von Partikeln innerhalb trockener Sommermonate (Laidlaw et al. 2005; Mielke und Reagan 1998; Zahran et al. 2013). Die Atmosphäre unterliegt großen Zirkulationssystemen, welche durch Temperaturgefälle und thermische Winde angetrieben werden (Roedel und Wagner 2011). Dadurch kommt es zu Langstreckentransporten von Aerosolen, wobei Partikel weit über tausende von Kilometern getragen werden können und somit nicht nur Gebiete in der unmittelbaren Umgebung der Partikelquelle von diesen betroffen sein können (Honrath et al. 2004; Uno et al. 2009). Besonders stärkere Stürme können eine Reihe von nicht lokalen Aerosolen und Staubpartikeln in lokale Ökosysteme eintragen (Gustafsson und Franzén 2000; Stewart et al. 2001; Xin und Hanson 1994). Manche Ökosysteme bedürfen dieses atmosphärischen Partikeleintrags

sogar. So stellt dieser in nährstoffarmen Ökosystemen eine wesentliche Kationenquelle dar (Drouet et al. 2005b).

B 3.3 Grundwasser

Bei **Grundwasser** handelt es sich um ein im Boden verstecktes, unterirdisches Wasservorkommen, welches nur vereinzelt an seinen Austrittstellen, die in Form von Quellen, Sümpfen und Seen oder anthropogenen Bohrlöchern und Brunnen auftreten, sichtbar wird. Der Grundwasserkörper liegt innerhalb der sogenannten Sättigungszone. Es setzt sich aus infiltriertem Regen- und Oberflächenwasser zusammen, welches durch die Schwerkraft durch den Boden gesickert ist, bis es zu einem Aquiclude, bzw. den Grundwasserspiegel, gestoßen ist. Dabei erreicht nur ein Teil des versickernden Wassers die Grundwasserzone, der Rest wird durch Evapotranspiration zurück in die Atmosphäre abgegeben. Aquicluden sind nichtleitende wasserundurchlässige Gesteinsschichten und schließen den Grundwasserkörper nach unten hin ab, wodurch eine Infiltration in tiefere Schichten verhindert wird. Das Wasser liegt im sogenannten Aquifer, einem Gesteinsbett, welches Gesteine mit Poren, Klüften und Spalten besitzt, in welche sich Wasser einlagern kann. Somit steht das Wasser in ständiger Wechselwirkung mit den Aquifersubstanzen.

Die **Inhaltsstoffe** des Grundwassers stammen aus dessen infiltrierten Wasserquellen, oder aber sind Ausschwemmungen aus den passierten Bodenschichten. Auch eine Verwitterung der Aquifer- und Aquicludegesteine steuert eine erhebliche Menge an Mineralien hinzu. Dabei ist die Betragsmenge der verschiedenen Mineralquellen sowohl von der Verweildauer des Wassers im Boden und auch im Aquifer selbst abhängig als auch von der Löslichkeit der in diesen Quellen enthaltenen Stoffe. Die relative Verweildauer des Grundwassers im Grundwasserkörper beträgt geologisch gesehen kurze Zeitspannen von zwei bis zehn Jahren in flachen Grundwässern und bis zu 1000 Jahren in besonders tief gelegenen Aquiferen. Die Tiefe des Grundwasserspiegels, der von null Metern in sumpfigen Gebieten bis hin zu mehreren hundert Metern in trockenen Gebirgsregionen reichen kann, variiert stark mit der Beschaffenheit seiner Umgebung. Neben den natürlichen Faktoren, welche die Zusammensetzung des Grundwassers bestimmen, haben auch anthropogene Eingriffe in Form von Landwirtschaft, Bergbau, Staudämmen und Kanalbauten, Infrastruktur und Gebäudebau sowie das Anzapfen von Grundwasserspeichern einen Einfluss auf dessen Qualität und ändern die natürlichen Wasserzu- und Abstrommengen von Grundwasserquellen (Åberg et al. 1989; Capo et al. 1998; Mazor 2004; Ribeiro et al. 2014; Rodgers et al. 2005; Voerkelius et al. 2010).

Da Grundwasser aufgrund seiner unterirdischen Lage von Umwelteinflüssen und somit möglichen Schadstoffeinträgen besser geschützt ist als andere Wasserquellen, wird dieses bei der **Trinkwasserversorgung** des Menschen meist bevorzugt herangezogen (Kainz et al. 2012).

B 4 Bodenbildung und -zusammensetzung

Die Bodendecke oder **Pedosphäre** ist der belebte Teil der obersten Erdkruste – die sogenannte Haut der Erde (Blume et al. 2010). Böden sind hoch komplexe heterogene Medien, welche sich aus sowohl mineralischen als auch organischen Feststoffen sowie gasförmigen und wässrigen Komponenten zusammensetzen (Kim 1996). Sie stellen die Verbindung zwischen der Atmosphäre sowie der Hydrosphäre, der Lithosphäre und der Biosphäre dar und sind ein wesentlicher Bestandteil der globalen biogeochemischen Zyklen (Capo et al. 1998).

Böden besitzen eine essenzielle **Regelfunktion** für das Leben auf der Erde, wobei sie sowohl Speicher-, Filter-, Puffer- und Transformationssysteme darstellen. Sie binden Wasser, gelöste und suspendierte Nährstoffe und auch natürliche und anthropogene Schadstoffe und wandeln diese um. Böden liefern Lebensraum für viele Bodenorganismen. In ihnen wurzeln Pflanzen, welche durch Nutzung der durch den Boden bereit gestellten Mineralstoffe und Wasser Biomasse aufbauen. In dieser Form stehen die aus dem Boden gezogenen Stoffe wiederum sowohl Mensch als auch Tier als Nahrung zur Verfügung (Blume et al. 2010).

Bodenbildende Faktoren sind das geologische Muttergestein (Brantley et al. 2007; Horton et al. 1999; Meybeck 1987), das Klima (Stewart et al. 2001; White und Blum 1995), Makro- und Mikroorganismen (Brady und Carroll 1994; Eckhardt 1985; Moulton et al. 2000), die Topografie (das Relief) und die daraus resultierenden Erosionsraten der enthaltenen Stoffe (Raymo et al. 1988; West et al. 2005). All diese Faktoren führen über die Zeit hinweg zu Veränderungen in den physikalischen, biologischen, morphologischen und chemischen Eigenschaften der Bodenkomponenten und beeinflussen somit die elementare Zusammensetzung des Bodens (Bain und Bacon 1994; Blum und Erel 1997; Capo et al. 1998; Gregorich et al. 2001; Poszwa et al. 2004; Rowell 1994; Stewart et al. 2001). Dementsprechend sind die Zusammensetzung und der Gehalt an Ton, Sand und Organik fundortspezifisch und variabel (Crowley et al. 2017).

Durch die Umwandlungs- und Umlagerungsprozesse im Boden kommt es zu der Bildung charakteristischer **Bodenhorizonte**. Dabei werden die oberen Schichten stark von der Erdoberfläche beeinflusst und durchlaufen gerade im belebten, durchwurzelten Bereich eine intensive Verwitterung der Bodenkomponenten. Die Zusammensetzung tiefer liegender Schichten ähnelt hingegen stärker der des Grundgesteins und ist stabiler. Horizonte werden anhand ihrer organischen Masse in organische Lagen, welche mehr als 30 % Organik besitzen, und mineralische Lagen eingeteilt. Die Gesamtheit der toten organischen Substanz des Bodens, welche sowohl abgestorbene pflanzliche als auch tierische Streustoffe beinhaltet sowie deren organische Umwandlungsprodukte, wird als Humus bezeichnet. Dieser ist mit dem Mineralkörper vermischt und macht in der obersten Bodenschicht bis zu 100 % aus (Auflagehumus). Die Mineralien eines Bodens stammen entweder direkt aus der Erosion des Grundgesteins und stellen somit verwitterte Gesteinsfragmente dar oder stammen aus anderen wasserlöslichen Feststoffen, welche durch die Wechselwirkung mit Wasser ausgefällt oder umkristallisiert wurden (Hajj et al. 2017; Kim 1996). Die Oberflächenschichten der meisten Böden sind humusreich. Der Anteil der organischen Substanz in den einzelnen Horizonten variiert von Boden zu Boden und unterliegt saisonalen Schwankungen. Anorganische und organische Bodenkomponenten bilden miteinander ein Gefüge, welches einem charakteristischen Hohlraumsystem gleicht. Die unterschiedlich großen Poren dieses Systems besitzen variable Formen und sind entweder mit Luft oder Wasser gefüllt und liefern Lebensraum für viele Bodenorganismen (Blume et al. 2010).

Gerade die organische Substanz, welche eine große Oberfläche besitzt, ist ein wichtiges **Bindemittel** für sowohl organische als auch anorganische Inhaltsstoffe der Bodenlösung (Blume et al. 2010). Dabei sind manche Metalle in der Lage mit organischen Liganden starke Komplexe zu bilden (Anderson und Morel 1982), andere kolloidale Metalle hingegen sind biologisch inaktiv und reagieren daher nicht mit Bindestellen von Zelloberflächen (Rich und Morel 1990). Humifiziertes Material, bei welchem es sich um in Huminstoffe umgewandelte organische Substanzen handelt, stellt die aktivste Fraktion des Humus dar. Aufgrund seines hohen Gehalts an sauerstoffhaltigen funktionellen Gruppen besitzt dieses eine starke Fähigkeit der Komplexbildung mit Metallkationen (Adriano 2001).

Natürliche Böden sind **offene Systeme**, in welchen ein stetiger Stoffzufuhr und -Ablauf stattfindet. Durch Verwitterung kommt es zu einem Abbau der mineralischen Bodenkomponente. Durch Temperatur-, Eis- und Salzsprengung, Wurzeldruck, Druckentlastung und gegenseitige mechanische Beanspruchung der Gesteine kommt es zu einer physikalischen Verwitterung und einem Zerfall der Minerale in kleinere Teilchen. Chemische Reaktionen mit der Bodenflüssigkeit verändern und lösen die Mineraloberfläche, hierbei spielt die hydrolytische Spaltung eine große Rolle. Aber auch die Bodenflora ist ein wesentlicher Motor der Verwitterung. So besteht ein enger Kontakt zwischen den Kristalloberflächen und den Bodenorganismen. Diese und auch Pflanzenwurzeln produzieren eine Anzahl an Säuren, welche die Mineraloberflächen angreifen. Die gebildeten Verwitterungsprodukte werden in gelöster Form stetig entzogen, bilden schwerlösliche Sekundärminerale oder organische Komplexe (Blume et al. 2010).

Die Stabilität von Mineralien korreliert somit mit deren Wasserlöslichkeit, welche die Mobilität und **Bioverfügbarkeit** der enthaltenen Ionen beeinflusst (Blume et al. 2010). Der unmittelbar verfügbare Ionenpool eines Bodens ist die Bodenlösung. In dieser liegen Metalle in freier gelöster Ionenform oder in löslichen Komplexen vor. Dieser Anteil wird zusammen mit dem lediglich schwach adsorbierten und daher austauschbaren Teil als der für Pflanzen verfügbare Mindestanteil der Bodenminerale angesehen (Adriano 2001).

C Untersuchte Elemente, Isotope und ihre Anwendung

Diese Arbeit beschäftigt sich mit der Messung von Elementen mit ortspezifischen Isotopenverhältnissen und geht auf die Frage ein, wie die vorherrschende bioverfügbare Isotopensignatur eines Ortes am besten bestimmt werden kann. Um dem Ganzen folgen zu können ist es daher essenziell, die Grundprinzipien der Isotopenanalyse zu kennen. Daher wird auf diese im Folgendem eingegangen.

Der Begriff „**Isotop**“ wurde von dem englischen Chemiker, Frederick Soddy, 1913 eingeführt. In seiner Arbeit mit schweren radioaktiven Elementen beobachtete dieser erstmals, dass zwei Substanzen mit den gleichen chemischen Eigenschaften sich dennoch physikalisch unterschiedlich verhalten können (Abrams und Wong 2003). Isotope sind demnach Teilchen ein und desselben Elements, welche zwar die gleiche Anzahl an Protonen aufweisen, sich jedoch in der Anzahl ihrer Neutronen unterscheiden (Allègre 2008). Dass es auch weitere Elemente gibt, die ebenfalls Isotope besitzen können, wurde Anfang der zwanziger Jahre entdeckt.

Aston konnte diese erstmals massenspektrometrisch messen und bewies somit die Existenz von stabilen Isotopen (Abrams und Wong 2003; Aston 1927). Während alle Isotope von Elementen, die schwerer sind als 209 u, radioaktiv sind und somit radioaktivem Zerfall erliegen, wobei diese unterschiedliche Halbwertszeiten und Zerfallsprodukte besitzen (Abrams und Wong 2003; West et al. 2010), verfügen leichtere Elemente, neben instabilen radioaktiven Isotopen, meist über mehr als nur ein stabiles Isotop. **Stabile Isotope** zerfallen nicht spontan und besitzen so eine unendliche Lebensdauer, wodurch sie dauerhaft in Materialien erhalten bleiben. Das natürliche Vorkommen der unterschiedlichen Isotope eines Elements ist dabei von Element zu Element verschieden und kann sich je nach Entstehungsart des Isotops mit der Zeit ändern (siehe z. B. Ben-David und Flaherty 2012). Auch die Häufigkeit eines Isotops ist nicht aller Orts gleich. Deshalb bieten sich Isotope als Mittel für Herkunftsanalysen an.

Die Tatsache, dass zwei Isotope desselben Elements physikalisch unterschiedlich reagieren, führt dazu, dass sich diese auch in natürlichen Prozessen im Übergang von einer Phase zu einer anderen anders verhalten. Dieser Vorgang wird „**Fraktionierung**“ genannt und wirkt sich auch auf Moleküle aus, in welchen das jeweilige Isotop eingebaut ist. Unterschiede in den Reaktionskonstanten der Isotope beeinflussen das Verhalten der Moleküle sowohl während chemischer als auch physikalischer reversibler Gleichgewichtsreaktionen (zum Beispiel während eines Phasenwechsels), die Kinetik der Reaktion (Bindungen leichter Isotope sind instabiler und reagieren unter weniger Energieaufwand) und die Diffusionsgeschwindigkeit gasförmiger Verbindungen (schwerere Isotope besitzen eine geringere Diffusionsgeschwindigkeit). Sie führen somit zu Differenzen in den Stärken molekularer Bindungen und der Normalschwingung von Molekülen sowie zu unterschiedlichem thermodynamischem Verhalten (Ambrose 1993; Fry 2006, Grupe et al. 2012, 2017; Hoefs 2010). Durch diese Differenzen kommt es zu einer Verschiebung der Häufigkeiten der einzelnen Isotope in den verschiedenen Phasen und somit zu unterschiedlichen Isotopenverhältnissen. Die Stärke der Fraktionierung zwischen zwei Isotopen eines Elements hängt dabei von dem Verhältnis des Größenunterschieds der beiden Neutronenzahlen zueinander ab. Dieses Verhältnis sinkt stetig mit zunehmender Neutronenzahl (Hoefs 2010). Allgemein gilt, dass ab einem Elementgewicht von 50 u die Massenunterschiede zwischen den Isotopen so gering werden, dass die Fraktionierung zwischen Molekülen solcher Isotope vernachlässigbar klein wird (Grupe et al. 2015).

Die Verwendung von stabilen Isotopen in der Bioarchäologie fand ihren Ursprung in den 1980er Jahren (Grupe et al. 2015). Für die Isotopenanalyse in archäobiologischen Materialien in Frage kommende Elemente sollten dabei im besten Fall folgende **Kriterien** erfüllen (Burton 2008):

- Das jeweilige Element sollte in dem zu untersuchenden Material eingebaut vorliegen, in der Anthropologie am besten in dem mineralisierten Hartgewebe des menschlichen Körpers.
- Es sollte bestenfalls nicht unter homöostatischer Kontrolle liegen. Die eingebaute Menge des Elements kann somit direkt mit der aufgenommenen bioverfügbaren Menge des Elements in Verbindung gebracht werden.
- Das Element sollte in einer ausreichenden Menge vorliegen, sodass eine hohe Messgenauigkeit erzielt werden kann.
- Die Konzentrationen in den biologischen Geweben sollten deutlich höher sein als Konzentrationen, welche durch eine mögliche Kontamination durch eine Liegezeit im Boden erwartet werden können, um die Wahrscheinlichkeit eines verfälschten, nicht biogenen Signals so gering wie möglich zu halten.

Anfang der 1990er Jahre erkannte Ezzo, dass zweiwertige Ionen, wie Sr^{2+} , Br^{2+} und Pb^{2+} , welche Ca^{2+} chemisch ähneln, in Bioapatit eingebaut werden können indem sie Kalzium substituieren (Ezzo 1994). Sauerstoff kommt hingegen als Hauptkomponente in vielen biologischen Verbindungen vor, so auch in Bioapatit. In diesem Sinne haben sich folgende Elemente in der Herkunftsanalyse etabliert: Sauerstoff, Blei und Strontium (für Beispiele siehe Price et al. 2002). Diese drei Elemente wurden in dieser Arbeit herangezogen. Auf die verschiedenen Elemente und deren Isotopensysteme wird in den nächsten Kapiteln eingegangen.

Neben den unterschiedlichen Elementen eignen sich auch verschiedene **Materialien** für eine Herkunftsanalyse. Je nachdem, welches Material untersucht wird, ist die Aussage jedoch eine andere. Hierbei sind der Zeitraum des Elementeinbaus, abhängig von Entstehungszeitpunkt und Umbaugeschwindigkeit sowie die jeweiligen Elementquellen des untersuchten Materials entscheidend.

C 1 Strontium

C 1.1 Strontium – das Element

Strontium wurde erstmals in einer schottischen Mine, nahe dem Dorf Strontian, entdeckt und konnte erst knapp 20 Jahre später, 1808, isoliert werden. Strontium ist ein in der Natur allgegenwärtiges Element, welches jedoch nur gebunden und niemals gediegen vorliegt (Nielsen 2004). Es besitzt das Elementsymbol Sr und eine Ordnungszahl von 36. **Strontium** gehört der Gruppe der Erdalkalielemente an (Gruppe IIA) und besitzt, wie auch andere Elemente der zweiten Gruppe des Periodensystems (z. B. Kalzium und Magnesium), eine zweifach positive Ladung. Sein Ion wird demnach als Sr^{2+} notiert (Bentley 2006; Cotton und Wilkinson 1980; Hibbins 2013; Montgomery 2002).

Strontium spielt keine signifikante Rolle als biologischer Baustein und wird als lithophiles, d.h. Silikatliebendes, Element vor allem in Gesteinen vorgefunden (Drouet et al. 2005b; Longerich et al. 1996). In diesen stellt es eines der häufigsten Spurenelemente dar (Drouet et al. 2005b; Faure und Powell 1972). Strontium selbst ist kein mineralbildendes Element, ersetzt jedoch sowohl in Mineralen als auch in biologischen Systemen Kalzium. Strontium und Kalzium besitzen vergleichbare geo- und biochemische **Eigenschaften** (Kabata-Pendias 2010). Mit einem Ionenradius von 1,27 Å ist Strontium nur geringfügig größer als Kalzium (1,06 Å). Dieser geringe Größenunterschied sowie die Tatsache, dass beide Elemente die gleiche Ionenladung besitzen, machen es möglich, dass Sr^{2+} -Ionen Ca^{2+} -Ionen substituieren können (Banner 1995; Bentley 2006; Drouet et al. 2005b; Spektrum 2019). Dies geschieht vor allem in kalzium-

reichen Gesteinen (Bentley 2006). Somit ist das Vorkommen von Strontium stark an das Vorhandensein von Kalzium gebunden (Kabata-Pendias 2010).

Im Allgemeinen ist Strontium leicht mobilisierbar und somit in der **Biosphäre** gut beweglich (Bunker et al. 2000), außer wenn es in organischen Komplexen gebunden vorliegt (Wiche et al. 2017). In wässrigen Lösungen liegt Strontium vorwiegend als gelöstes hydratisiertes Sr^{2+} -Kation vor, welches mit mindestens sechs Wassermolekülen interagiert, und ist somit zu 100 % bioverfügbar (ATSDR 2004; Cotton und Wilkinson 1980). Da Strontium als lithophiles Element hauptsächlich in Gesteinen vorkommt, stammt der Hauptteil des Strontiums, wie in fast allen Materialien, aus Produkten der Mineralverwitterung (Maurer et al. 2012). Strontium in Wasser ist somit stark an die durchflossenen Gesteine/Minerale und die Geologie gebunden. Abhängig von der Herkunft des Wassers kann es jedoch zu einer temporären Variation des $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnisses und auch zu einer Abweichung der Strontiumisotopie von der lokalen Geologie kommen.

In den frühen 1960er Jahren wurden die ersten Studien zur Untersuchung des Vorkommens von Strontiumisotopen in der Natur durchgeführt. Dabei fand man heraus, dass Strontium vier stabile Isotope besitzt. Die vier **Isotope** ^{84}Sr , ^{86}Sr , ^{87}Sr und ^{88}Sr kommen in der Natur in relativen Häufigkeiten von jeweils 0,56 %, 9,87 %, 7,04 % und 82,53 % vor. Das Isotop ^{87}Sr ist im Gegensatz zu den anderen drei Isotopen radiogen und entsteht durch den radioaktiven β -Zerfall des Rubidiumisotops ^{87}Rb (Faure 1986; Faure und Powell 1972).

Um das Vorkommen von ^{87}Sr besser zu verstehen muss also auch das natürliche Vorkommen von Rubidium untersucht werden. Dieses besitzt eine Ordnungszahl von 37 und ist ebenfalls ein Alkalimetall. Mit einem Isotopenradius von 1,49 Å ist es etwas größer als Strontium (1,27 Å) (Spektrum 2019). Im Gegensatz zu Strontium besitzt **Rubidium** eine einfache Ladung und substituiert Kalium (K^{1+}), wodurch es vor allem in Mineralien, die reich an Kalium sind, vorkommt. Zu diesen gehören Feldspate, Muskovite, Biotite und Illite (Bentley 2006). Rubidium besitzt zwei natürliche Isotope, ^{85}Rb und ^{87}Rb , mit einem Vorkommen von 76,17 % und 27,83 % (Catanzaro et al. 1969). Wie oben bereits erwähnt ist das ^{87}Rb -Isotop nicht stabil und unterliegt radioaktiven β -Zerfall, wodurch das Isotop ^{87}Sr entsteht. Die von der „International Union of Geological Sciences“ (IUGS) anerkannte Halbwertszeit beträgt $4,88 \cdot 10^{10}$ Jahre (Neumann und Huster 1974; Steiger und Jäger 1977). Da die Zerfallszeit von ^{87}Rb im Verhältnis zu den in der Anthropologie untersuchten Zeitspannen unverhältnismäßig groß ist, ist die Anzahl des Zerfalls so gering, dass die Häufigkeit an ^{87}Sr -Atomen als in diesen Zeiträumen stabil und konstant angesehen werden kann.

Als weiteres Strontiumisotop ist ^{90}Sr zu nennen. Bei diesem handelt es sich um ein künstliches Radionuklid, welches durch Kernreaktionen erzeugt wird und eine Halbwertszeit von 28,5 a besitzt. Wie ^{87}Rb ist es radioaktiv und unterliegt einem β -Zerfall zu ^{90}Y . Zwar hat ^{90}Sr kaum Relevanz für archäologische Studien, doch spielt es eine wesentliche Rolle im Verständnis des Verhaltens von Strontium in der Umwelt, da es sich biogeochemisch gesehen vergleichbar verhält wie stabile Strontiumisotope. ^{90}Sr -Ionen sind durch ihre Radioaktivität leichter nachweisbar als stabile Strontiumionen, weshalb sie in artifiziellen Untersuchungen des Strontiumeinbaus und -umsatzes gerne verwendet werden. Auch die unkontrollierte Freisetzung von ^{90}Sr -Ionen in die Biosphäre in Folge der oberirdischen Kernwaffenexperimente von 1945 bis 1960 und die darauf folgende Reaktorkatastrophe von Tschernobyl 1986, boten die Möglichkeit das Verhalten von Strontiumionen in der Umwelt zu untersuchen (Bauerová et al. 2001; Comar et al. 1957; Hirose et al. 1993; Kabata-Pendias 2010; Montgomery 2002; Momoshima und Bondietti 1994; Paul et al. 1997; Scheuermann 1962; Tolstykh et al. 1997). Dementsprechend basiert heutzutage viel Wissen um das Verhalten von Strontium in der Umwelt und in biologischen Systemen auf ^{90}Sr -Studien.

Strontiumisotope finden Anwendung als Indikatoren in der **Herkunftsanalyse**, da sie gesteinstypisch sind und somit je nach Art des Grundgesteins von Ort zu Ort unterschiedliche $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnisse aufweisen können. Wie oben bereits erwähnt kommt Strontium als lithophiles Element hauptsächlich in Gesteinen vor. Dies führt dazu, dass das meiste in der Biosphäre auftretende Strontium seinen Ursprung in der Lithosphäre findet. Da für die Herkunftsanalyse menschlicher Überreste das Isotopenverhältnis des in dem Skelettmineral enthaltenen Strontiums gemessen wird, ist es von großer Wichtigkeit zu wissen, inwiefern sich der $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Wert während der verschiedenen natürlichen Phasenübergänge von einem Material zu einem anderen durch die Biosphäre verändert.

Das Ausmaß einer solchen Änderung ist von der Stärke der **Fraktionierung** zwischen den verschiedenen Isotopen des untersuchten Elements abhängig. Diese steigt mit der Zunahme des Massenunterschieds zwischen den jeweiligen Isotopen. Strontium ist ein schweres Element mit einer mittleren Atommasse von 87,62 u (Meija et al. 2016). Daher ist die Massendifferenz besonders zwischen den Isotopen ^{86}Sr und ^{87}Sr , welche sich nur in einem Neutron unterscheiden, sehr gering. Eine Änderung durch Fraktionierung ist dementsprechend minimal, weshalb sie mit den heutzutage verfügbaren Techniken nicht erfasst werden kann. Da diese demnach keine signifikante Auswirkung auf das gemessene Isotopenverhältnis von ^{87}Sr zu ^{86}Sr hat, kann die biologische Fraktionierung in der Arbeit mit $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnissen vernachlässigt werden, wodurch Materialien dasselbe Isotopenverhältnis aufweisen wie deren Strontiumquellen. Als Literaturbeispiele für insignifikante Unterschiede in den $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Werten verschiedener Materialtypen entlang der Nahrungskette können folgende Studien genannt werden: Beard und Johnson 2000; Blum et al. 2000, 2001; Faure 1986; Flockhart et al. 2015; Graustein 1989; Graustein und Armstrong 1983; Hurst und Davis 1981; Kawasaki et al. 2002; Pouilly et al. 2014; Song et al. 2014.

Betrachtet man das Isotopenverhältnis $^{88}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$, so fällt hier die Fraktionierung mit der doppelten Massendifferenz auch proportional linear doppelt so groß aus. Wie sich herausgestellt hat, ist die Massendifferenz zwischen den beiden Isotopen tatsächlich so groß, dass es zu signifikanten Änderungen des $^{88}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Isotopenverhältnisses nach Phasenwechseln kommt. So konnten Änderungen während verschiedener bio(geo)chemischer und biomineralischer Prozesse (AlKhatib und Eisenhauer 2017a, b; Charlier et al. 2012; Halicz et al. 2008; Fietzke und Eisenhauer 2006; Krabbenhöft et al. 2010; Ma et al. 2013; Ohno et al. 2008; Ohno und Hirata 2007; Shalev et al. 2013, 2017) und auch zwischen trophischen Stufen (Knudson et al. 2010; Lewis et al. 2017) beobachtet werden. Demnach ist zu vermuten, dass auch das Isotopenverhältnis von $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ während physiochemischer Prozesse fraktioniert wird, obwohl die Messung dieser Veränderung bisher nicht messbar ist. Bei einer massenspektrometrischen Messung wird daher das Verhältnis von $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ vorsichtshalber über den mitgemessenen $^{88}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Wert korrigiert. Dabei wird das $^{88}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Isotopenverhältnis auf einen Wert von 8,37521 normalisiert (Steiger und Jäger 1977). Dieser Schritt eliminiert auch mögliche durch das Messverfahren verursachte Fraktionierungsschritte. Eine Fraktionierung ist somit praktisch nicht mehr vorhanden.

C 1.2 Strontium im Säugetier

Strontium gilt allgemein als **nicht essenzielles** Spurenelement in Säugetieren (NRC 2005). Im ausgewachsenen Menschen macht es mit einem Totalgewicht von 0,3 bis 0,4 g lediglich $44 \cdot 10^{-6} \%$ aus (Nielsen 2004; Watts und Howe 2010). Eine biologische Funktion konnte bisher nur in wenigen einzelligen Mikroorganismen, Korallen und Mollusken beobachtet werden (Couradeau et al. 2012; Decelle et al. 2013; Watts und Howe 2010). Aktuelle Studien weisen darauf hin, dass die Strontiumkonzentration innerhalb eines Säugetiers möglicherweise doch durch homöostatische Prozesse moduliert werden könnte. Dies wirft die Frage auf, ob Strontium eine wichtigere Rolle innerhalb des Knochenminerals spielt als bisher vermutet (Harkness und Darrah 2019).

Strontium gelangt größtenteils über die orale **Aufnahme** von Nahrung und Trinkwasser in den tierischen Körper (ATSDR 2004; Capo et al. 1998; Comar et al. 1957; Frei und Frei 2011; Hajj et al. 2017; Lang 1979; Lewis et al. 2017; Rosenthal et al. 1972; Toots und Voorhies 1965; Watts und Howe 2010). Durch ihre oben beschriebene Ähnlichkeit zu Kalziumionen werden Strontiumionen im tierischen Körper nahezu genau wie diese behandelt. Strontium wird daher aktiv über Ca^{2+} -Kanäle durch Zellmembranen geschleust, ersetzt in vielen physiologischen Prozessen essenzielles Kalzium und bindet Proteine und Liganden an Kalziumbindestellen (Bowen 1982; Nielsen 2004; Skoryna 1981a; Walser 1969). Allerdings findet innerhalb des Körpers eine Bevorzugung von Kalzium gegenüber Strontium statt. Diese Bevorzugung von Kalzium wird auch als Diskriminierung von Strontium oder auch Biopurifikation von Kalzium bezeichnet (Elias et al. 1982; Wasserman 1979). Dabei wird Kalzium beispielsweise favorisiert an der Darmwand absorbiert, seltener über die Nieren ausgeschieden, vermehrt über die Plazentaschranke geschleust und häufiger in die Muttermilch eingespeist (Comar et al. 1957; Comar und Bronner 1969; für weitere Literatur zu diesem Thema siehe: Nielsen 2004; Sillen 1986; Watts und Howe 2010). Dies führt zu einer allgemeinen Reduktion des Sr/Ca-Verhältnisses entlang der Nahrungskette (Burton 2008; Elias et al. 1982).

Die genaue Zusammensetzung von Strontium aus den verschiedenen Strontiumquellen ist in Säugetieren von deren Nahrungsstrategie und dem Wasserhaushalt abhängig. Zusätzlich wird der Zugang zu den Quellen durch Umweltvorkommen und Methoden der Tierhaltung geregelt. Basierend auf Rasse, Alter, Geschlecht, Gesundheit, physiologisch erbrachte Leistung und die individuelle Geschmacksselektivität kommt es zudem auch innerhalb einzelner Tierarten zu einer Variabilität in der $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Signatur. Die reine **Einnahmemenge** von Strontium pro Tag wird für Menschen auf 2 – 4 mg geschätzt (ATSDR 2004; Snyder et al. 1994; Watts und Howe 2010), wobei Nahrung zwischen 0,9 – 2,3 mg ausmacht (ATSDR 2004; Giang et al. 2001; Gulson et al. 2001; Rose et al. 2010; Shiraishi et al. 1989; Varo et al. 1982; Watts und Howe 2010; Ysart et al. 1999), Trinkwasser zwischen 0,7 und 2 mg (ATSDR 2004; Watts und Howe 2010) und Luft lediglich 0,4 μg (ATSDR 2004).

Die Menge des über den **Gastrointestinaltrakt** aufgenommenen Strontiums ist abhängig von dem physiologischen Zustand der Darmwände, wodurch es eine interindividuelle Variation in der Aufnahmemenge gibt (Likhtarev et al. 1975). Die Menge des absorbierten Strontiums im Gastrointestinaltrakt nimmt daher auch meist mit zunehmendem Alter leicht ab (Nielsen 2004). In der Schwangerschaft und während der Stillzeit wird an den Darmwänden deutlich mehr Strontium absorbiert als sonst (Kostial et al. 1972). Zwischen Kindern und Erwachsenen scheint es jedoch keinen wesentlichen Unterschied zu geben, wenn man die beobachteten absorbierten Mengen miteinander vergleicht. So wurde in Kindern eine Spanne von 15 – 30 % beobachtet (AAP 1969; Alexander et al. 1974; Harrison et al. 1965; Sutton et al. 1971) und in erwachsenen Personen eine Absorptionsrate von 10 – 40 % mit einer mittleren Rate von 20 % (Bishop et al. 1960; Comar et al. 1957; Dolphin und Eve 1963; Faure und Mensing 2009;

Lengemann 1963; LeRoy et al. 1963; Likhtarev et al. 1975; Marcus und Lengemann 1962; Rundo und Lillegraven 1966; Spencer et al. 1960, 1973). Ein deutlicher Unterschied ist jedoch zu Kleinkindern und Säuglingen zu sehen. Die Fähigkeit der Darmwand gegen Strontium zu diskriminieren scheint sich erst in der Zeit nach der Geburt langsam zu entwickeln, weshalb in Infans deutlich erhöhte Strontiumabsorptionsraten bis hin zu 90 % auftreten (McClellan 1964; Underwood 1977).

Da bis heute keine signifikante homöostatische Kontrolle von Strontium innerhalb des Körpers nachgewiesen werden konnte, ist die im Körper vorzufindende Strontiumkonzentration allgemein auf die in der Nahrung und im Trinkwasser vorhandene Strontiummenge zurückzuführen (Boivin et al. 1996; Nielsen 2004; Parker und Toots 1980). Je nach Art und Herkunft der Nahrung und des Trinkwassers können sich diese signifikant in ihrer Strontiumkonzentration unterscheiden (Burton und Wright 1995; Ezzo 1994). Prinzipiell hängt die Menge des in den Körper aufgenommenen absorbierten Strontiums von der in der Nahrung und dem Trinkwasser enthaltenen Strontiumkonzentration ab, da nicht mehr absorbiert werden kann als im Darm zur Verfügung steht. Es wurde jedoch mehrfach nachgewiesen, dass oral aufgenommene und absorbierte Strontiummengen nicht in direkter Korrelation zueinander stehen (Burton und Wright 1995; Lambert und Weydert-Homeyer 1993). Diese Diskrepanz ist auf das Vorhandensein von weiteren Komponenten zurückzuführen, welche die **Absorption von Strontium an der Darmwand** entweder begünstigen oder verschlechtern. Strontium überquert Membranen über Kalziumrezeptoren und besetzt Liganden an Kalziumstellen. Daher ist ein wesentlicher Faktor, welcher einen antagonistischen Einfluss auf die Aufnahmemenge von Strontium aus der Nahrung darstellt, der Kalziumgehalt. Strontiumionen konkurrieren hier direkt mit Kalziumionen. Die Menge des in den Blutkreislauf aufgenommenen Strontiums ist somit nicht nur von der Strontiumkonzentration selbst, sondern von einer Kombination der Strontium- und Kalziumkonzentrationen abhängig (Aufderheide 1989; Burton und Hahn 2016; Burton und Wright 1995; Lambert und Weydert-Homeyer 1993; Palmer et al. 1958; Roushdy et al. 1980; Steinbach 1968; Underwood 1977). Hinzu kommt, dass die Aufnahme von Kalzium gegenüber Strontium im Gastrointestinaltrakt bevorzugt wird (Burton et al. 1999, 2003; Comar et al. 1957; Elias et al. 1982; Lengemann 1963; McClellan 1964). Ein durch erhöhte orale Einnahme von Strontium verursachter Phosphatmangel basiert auf der Tatsache, dass Strontium mit Phosphat zu schwer löslichen Strontiumphosphaten reagiert, als solches ausfällt und unverdaut mit dem Stuhl ausgeschieden wird (Carr und Nolan 1968; Jones 1938; Keslev et al. 1972; Spencer et al. 1969a, 1969b). Somit spielt der Phosphatgehalt eines Nahrungsmittels auch eine entscheidende Rolle in der Absorption von Strontium im Gastrointestinaltrakt. Hingegen wirkt sich ein hoher Anteil an Fasern in der Nahrung synergetisch auf die Strontiumaufnahme aus, da diese die Aufnahme von Kalzium stark reduzieren (Lambert und Weydert-Homeyer 1993). Auch die Anwesenheit von Vitamin D und Kohlenhydraten wirken sich positiv auf die Absorption von Strontium aus (Lengemann 1963).

Auch über die **Hautoberfläche** wird Strontium aufgenommen. Dies erfolgt jedoch äußerst langsam und in einem sehr geringen Maß. Ilyin et al. (1975) stellten eine Aufnahme von 0,14 – 0,37 % von auf menschliche unbeschädigte Haut aufgetragenem ⁸⁵Sr-gelabeltem Strontiumchlorid fest. In Tierversuchen mit ⁹⁰Sr-gelabeltem Strontiumchlorid wurde eine Absorptionsrate von 0,5 bis 2 % durch unbeschädigte Rattenhaut beobachtet. Die hohe Absorptionsrate von 2 % ist auf das vermehrte Vorhandensein von Haarfollikeln zurückzuführen. Entlang des transappendagealen Weges findet eine signifikant höhere Strontiumaufnahme statt als transepidermal (Bauerová et al. 2001). Auch beschädigte Hautflächen stellen eine signifikant schlechtere Barriere gegen das Eindringen von Strontium dar, wobei Strontium an solchen wesentlich schneller und in deutlich höheren Mengen (bis zu 65,3 %) aufgenommen wird (ATSDR 2004; Ilyin et al. 1975).

Die Lunge ist ebenfalls ein mögliches Aufnahmeorgan von Strontium. Durch die **Inhalation** strontiumhaltiger Aerosole kann Strontium in die Lunge gelangen (Navarro und López 1998; Petkau und Pleskach 1972; Rundo und Williams 1961). Die Absorptionsrate von Strontium aus diesen Partikeln hängt stark von der Löslichkeit des gebundenen Strontiums ab und erfolgt je nachdem schneller oder langsamer (Watts und Howe 2010). Die Aufnahmemenge von Strontium über das Lungengewebe wird auf circa 60 – 90 % geschätzt (Cuddihy und Ozog 1973; Fission Product Inhalation Project 1967). Trotz der hohen Absorptionsrate steuert Strontium aus der Luft normalerweise nur einen kleinen Anteil zum Gesamtstrontium im Körper eines Säugetiers bei. Durch die Nähe zu strontiumemissionsreichen Fabriken und auch durch häufiges Rauchen, kann die über die Lunge absorbierte Strontiummenge jedoch deutlich steigen (Watts und Howe 2010).

Wurde Strontium einmal in den Körper aufgenommen, so wird es über den Blutstrom in die unterschiedlichen **Gewebe** verteilt. Wie auch Kalzium, liegt Strontium dabei vorwiegend, mit bis zu circa 84 %, im Blutplasma vor (Bowen 1982; Olehy et al. 1966). In diesem binden sich 30 bis 50 % der Ionen an Proteine (Alda und Escanero 1985; Samachson und Lederer 1958; Twardock et al. 1971). Lediglich 16 % des im Blut enthaltenen Strontiums ist an Erythrozyten gebunden (Olehy et al. 1966). In Versuchen mit kurzlebigen radioaktiven ^{85}Sr -Ionen konnten Davies et al. (1976) feststellen, dass Strontium die Wände der Kapillaren durch freie Diffusion durchquert und somit in die extrazelluläre Flüssigkeit übergeht. Nur ein kleiner Bruchteil des Gesamtstrontiums wird in Weichgewebe eingebaut (Olehy et al. 1966; Iyengar et al. 1978; Skoryna 1981b; Tipton und Cook 1963; Tsalev 1984), in welchem zwischen 50 und 80 % des Strontiums proteingebunden vorliegt (Kshirsagar 1977). Der Großteil des Strontiums befindet sich im Hartgewebe, dieses beinhaltet über 99 % des Strontiumgesamtgehalts (Capo et al. 1998; Neuman und Neuman 1958; Nielsen 2004; Schroeder et al. 1972; Underwood 1977). Der genaue Ort des Einbaus von Strontiumionen innerhalb des Knochenminerals war allerdings lange Zeit nicht bekannt. Es wurde angenommen, dass Sr^{2+} -Ionen, wie auch in anderen Geweben, Ca^{2+} -Ionen im Bioapatit substituieren (Bentley 2006; Carr et al. 1962; Comar et al. 1957; Ericson 1985; Gong et al. 1966; Hodell et al. 2004; Price et al. 2002; Slovak und Paytan 2012). Experimentelle Untersuchungen in chemisch synthetisierten Hydroxylapatit bestätigten dies zunächst und stellten eine einhergehende Vergrößerung der Gitterstruktur in der hexagonalen c-Richtung durch den Einbau des größeren Ions fest (Blumenthal 1990; Heijligers et al. 1979). Welche Position im Apatitgitter bevorzugt wird, blieb dabei umstritten (Heijligers et al. 1979; Rokita et al. 1993). In kontroversen Analysen mit Tiermodellen konnten jedoch keine Korrelation zwischen einer Vergrößerung der Gitterstruktur und einer erhöhten Strontiumkonzentration im Knochen festgestellt werden (Verberckmoes et al. 2004), wodurch der Ort des Strontiumeinbaus in das Apatitkristall in Frage gestellt wurde. Die Hypothese, dass Strontium lediglich an die Oberfläche der Kristalle bindet, erschien somit wieder wahrscheinlicher (Boivin et al. 1996; Dahl et al. 2001; Farlay et al. 2005; Parker und Toots 1980). Letztendlich konnten Analysen mit neuester Technik an menschlichen Knochenmaterial nach dreijähriger Einnahme von Strontiumranelat jedoch belegen, dass Strontium tatsächlich in Bioapatitkristalle eingebaut wird (Li et al. 2010) und dabei die M2-Kalziumpositionen besetzt (Hughes et al. 1991; Rakovan und Hughes 2000; Subramanian et al. 2018). Neu absorbierte Strontiumionen werden dabei nur in frisch auf-/umgebautes Knochenmaterial eingebaut. Unabhängig von der aufgenommenen Strontiumkonzentration scheint das atomare Sr/Ca-Verhältnis einen Wert von 5 % nicht zu überschreiten. Diese Begrenzung der austauschbaren Kalziumstellen im Bioapatit könnte ein Grund dafür sein, dass sowohl in Mensch als auch Tier keine Änderung in Form und Ausrichtung der kristallographischen Elementarzelle durch den Einbau von Strontium einzutreten scheint (Li et al. 2010).

Der Einbau von Strontium scheint somit keine wesentliche Auswirkung auf die Stabilität und die Funktion von Organen zu nehmen und ist in einer natürlich vorkommenden Dosis **nicht toxisch** (ATSDR 2004; Bowen 1982). Die Tatsache, dass Strontium Kalzium ersetzen kann, führt unter normalen Bedingungen zu keinen negativen Begleiterscheinungen. Lediglich in Tierversuchen, in welchen eine deutlich erhöhte Menge an Strontium verabreicht wurde, konnten negative Auswirkungen vor allem in Kombination mit kalziumarmen Bedingungen beobachtet werden. Dabei wurden Mangelerkrankungen, wie Hypokalzämie (Bruns et al. 1982; Morohashi et al. 1994; Skoryna 1981a), Rachitis (Bartley und Reber 1961; Colvin und Creger 1967; Colvin et al. 1972; Özgür et al. 1996), eine Reduktion von Vitamin D3 (Omdahl 1977) und Phosphatmangel (Jones 1938) dokumentiert.

Im Gegenteil dazu scheint unter normalen Bedingungen eine Reihe an **positiven Erscheinungen** mit einem hohen Strontiumgehalt in Zahn und Knochen zu korrelieren. So wird eine hohe Strontiumkonzentration beispielsweise mit reduzierter Karies in Verbindung gebracht (Curzon und Crocker 1978; Curzon und Losee 1977; Gaby 2005). Auch die Wirkung von Strontium auf die Regulation des Knochenumbaus wird heute in Form des Arzneistoffes Strontiumranelat für die Therapie von Osteoporose-Patienten verwendet (Mentaverri et al. 2012). Dabei bewirkt Strontium eine erhöhte Proliferation und Differenzierung von (Prä-)Osteoblasten sowie eine vermehrte Synthese von Kollagen Typ I. Strontium erhöht somit die Knochenneubildungsrate. Zusätzlich wird die Differenzierung und auch die Aktivität von dem knochenabbauenden Zelltyp Osteoklast gehemmt, wodurch ein weiterer Abbau von Knochenmineral reduziert wird (Almeida et al. 2016; Ammann 2006; Buache et al. 2012; Braux et al. 2011; Marie 2006).

C 1.3 Strontium in Pflanzen

In Pflanzen spielt Strontium als Nährstoff **keine essenzielle Rolle** und besitzt selbst in größeren Mengen keine toxische Wirkung (Nielsen 2004). Auch in pflanzlichen Geweben besetzt Strontium Kalziumstellen, wodurch es mit Ca^{2+} -Ionen konkurriert. Sr^{2+} kann zwar zu gewissen Teilen Ca^{2+} ohne Probleme ersetzen, doch ist Kalzium für Pflanzen oftmals essenziell und nicht substituierbar (Kovacs und Szabo 1976; Sarić und Krstić 1976). Studien belegen sowohl negative als auch positive Auswirkungen von Strontium auf Pflanzen: Mit dem Vorhandensein von vielen Sr^{2+} -Ionen im Verhältnis zu Ca^{2+} -Ionen kann das Wachstum einer Pflanze beeinträchtigt werden (Haselhoff 1893; Walsh 1944). Neben dieser einen negativen Erscheinung konnten mehrere positive Wirkungen von Sr^{2+} -Ionen auf Pflanzen beobachtet werden. So reduzieren Sr^{2+} -Ionen das Ausmaß von Pflanzenkrankheiten und haben positive Effekte auf die Zellintegrität, Zellmembran-Permeabilität und die Respiration. Auch eine Steigerung der Nettoaufnahme von essenziellen Pflanzennährstoffen wurde festgestellt (Isermann 1981; Wolf und Cesare 1952). In manchen Pflanzenarten wurde zudem sogar eine positive Auswirkung auf das Pflanzenwachstum beobachtet (Myttenaere 1965).

Da Strontium selbst kein eigentlicher Nährstoff für Pflanzen ist, gibt es keine auf Strontium spezialisierte metabolische **Regulatoren**. Aufgrund der Ähnlichkeit von Sr^{2+} - und Ca^{2+} -Ionen, wird Strontium vor allem als Kalziumsubstituent absorbiert, eingebaut sowie ausgeschieden und nach den Regelungen des Massendurchflusses und der Diffusion im Pflanzeninneren verteilt (Elgawhary et al. 1972; Montgomery 2002; Rediske und Selders 1953). Dort nimmt Strontium die Plätze von Kalziumionen in Zellwandkomponenten wie Pektin, Zellulose und Lignin ein oder wird in wasserunlösliche anorganische (Strontiumphosphate und -sulfate) oder organische (Strontiumoxalate) Salze eingebaut (Franceschi und Nakata 2005; Hajj et al. 2017; Lächli 1967; Schilling 1961; Torre et al. 1992).

Die Aufnahme von Strontium erfolgt in Pflanzen über zwei Wege: über die Wurzeln und die Blattoberfläche. Die **Aufnahme über die Wurzel** läuft, wie in Kapitel B 2.1 beschrieben, ab. Dabei konnte mehrfach eine Akkumulation von Strontium direkt an der Oberfläche der Wurzeln, sowohl noch außerhalb der Pflanze als auch innerhalb des Wurzelgewebes, beobachtet werden (Oliver und Barber 1966; Rediske und Selders 1953). Dennoch wird ein wesentlicher Anteil des über die Wurzeln aufgenommenen Strontiums in oberirdische Pflanzenteile transportiert, wo es einen maßgeblichen Teil zu dem pflanzlichen Strontiumgesamtgehalt beisteuert (Faure und Mensing 2009; Qi et al. 2015). Die Menge des aus der Bodenlösung aufgenommenen Strontiums hängt von mehreren Faktoren ab. So spielen Bodenparameter wie pH-Wert, Strontium- und Kalziumkonzentration, Organikanteil und Feuchtigkeit eine wesentliche Rolle, aber auch der Pflanzenstandort (Klima, Anwesenheit von Mykorrhiza) und Besonderheiten der Pflanzenart selbst (Physiologie und Morphologie des Wurzelsystems, Wurzeltiefe, Metabolismus des Pflanzengewebes) sind entscheidende Parameter (Dijkstra et al. 2003; Ehlken und Kirchner 1996; Günther und Schroeder 1968; Isermann 1981; Rediske und Selders 1953; Russell 1973; Smucker und Aiken 1992). Die Menge des aufgenommenen Strontiums steht in einem linearen Zusammenhang mit dem für Pflanzen extrahierbaren löslichen Strontiumpool des Bodens und dessen Kationen-Austauschkapazität (Lakanen und Paasikallio 1970). Die Übertragungsrate von Bodenstrontium in eine Pflanze ist sehr variabel und kann von wenigen Prozent bis zu 100 % reichen (ATSDR 2002).

Wie in Kapitel B 2.1 erwähnt, besteht auch die Möglichkeit der **Mineralstoffaufnahme über die Blattoberfläche**. In Arbeiten mit ^{90}Sr -Isotopen konnte die direkte Aufnahme von auf Blättern abgelagerten Strontiumionen nachgewiesen werden (Faure und Mensing 2009; Watts und Howe 2010). Die über oberirdische Organe aufgenommene Strontiummenge ist im Gegensatz zu der Strontiummenge, die über das Wurzelgewebe absorbiert wird, in den meisten Fällen sehr gering.

Pflanzliche **Strontiumquellen** können daher auf für die Wurzeln verfügbares Strontium reduziert werden. Dieses setzt sich aus einer Mischung aus atmosphärischem Niederschlag sowie Strontium aus Grundgestein- und Bodenverwitterung zusammen. Atmosphärisches Strontium stammt dabei aus feuchtem Niederschlag und windgeborenen Flugpartikeln (Åberg et al. 1989; Graustein und Armstrong 1983; Graustein 1989; Green et al. 2004; Nakano et al. 2001; Poszwa et al. 2004; Stewart et al. 1998; West et al. 2009). Wie viel atmosphärisches Strontium zu dem Gesamtstrontium in einer Pflanze beiträgt ist stark von dem geologischen Untergrund ihres Standortes abhängig. Je mehr Strontium durch Verwitterung in den Boden abgegeben wird, desto mehr von diesem Strontium kann die Pflanze auch aufnehmen (Cutter und Guyette 1993). Junge und strontiumreiche Böden tragen daher stärker zu dem Gesamtstrontium einer Pflanze bei, als stark verwitterte strontiumarme Böden (Grupe et al. 2011; Miller et al. 2014). So lässt sich die quantitative Strontiumzusammensetzung von Pflanzen, welche auf Kalkstein wachsen, gut von solchen trennen, die auf Gneis oder Sandstein wachsen (Reynolds et al. 2012). Dabei ist zu erwarten, dass die Vorigen einen Großteil ihres Strontiums aus dem Substrat ziehen, die Letzten hingegen aus atmosphärischen Strontiumquellen (Miller et al. 2014).

Neben der Zugänglichkeit des durch Verwitterung aus dem Grundgestein gelösten Strontiums spielen auch **Standortfaktoren** wie die Niederschlagsmenge und die Nähe zu Gewässern eine entscheidende Rolle in der Gesamtzusammensetzung von Strontium in einer Pflanze. So ist der Beitrag von atmosphärischem Strontium besonders hoch in Regionen, welche einem feuchten Klima unterliegen und tiefliegende, stark ausgewaschene und mineralarme Böden besitzen (Åberg et al. 1998; Green et al. 2004; Hewawasam et al. 2013; Kennedy et al. 2002; Miller et al. 1993; Poszwa et al. 2002, 2009). Pflanzen, welche nahe eines Flusses wachsen, werden zudem stark von den im Flusswasser gelösten Kationen beeinflusst, welche in einem solchen Fall einen guten Proxy für die in Pflanzen vorzufindende Strontiumisotopie

darstellen (Bataille und Bowen 2012; Sillen et al. 1998). Auch weitere Faktoren wie die Topographie, die Windrichtung, die Waldüberdachung, die Entfernung zum Meer, die Wasserhauptquelle, die Beschaffenheit der Blattoberfläche und die Bodenmineralogie sowie die Bewurzelungstiefe beeinflussen die Zusammensetzung des Strontiums aus verschiedenen Quellen (Graustein 1989; Miller et al. 1993).

Dadurch ergibt sich eine weite Variabilität der **Beitragsmengen** der verschiedenen Strontiumquellen in einer Pflanze (Graustein 1989; Miller et al. 1993). Je nach Standort konnte ein 50 : 50 Beitrag von Boden und Atmosphäre beobachtet werden (Bailey et al. 1996; Dijkstra et al. 2003; Drouet et al. 2005b; Miller et al. 1993; Probst et al. 2000), oder aber eine deutliche Dominanz einer der beiden Quellen mit mehr als 70 % Grundgestein/Boden in dem Gesamtstrontiumpool einer Pflanze (Åberg 1995; Brass 1975; Chadwick et al. 1999; Gosz und Moore 1989; Hurst und Davis 1981) oder aber ein Überwiegen der atmosphärischen Komponente (Capo et al. 1994; Chadwick et al. 1999; Gosz und Moore 1989; Graustein 1989; Graustein und Armstrong 1983; Green et al. 2004; Kennedy et al. 2002). Das in Pflanzen vorgefundene $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnis korreliert je nachdem wie hoch der Anteil von Strontium aus dem Grundgestein ist signifikant mit der Geologie und ist somit ortsspezifisch (Blum et al. 2000; Bong et al. 2012; Durante et al. 2013; Sillen et al. 1998; Song et al. 2015) oder weist wenig Unterschied zwischen Pflanzen unterschiedlicher geologischer Einheiten auf (English et al. 2001). Meistens kann trotz der vernachlässigbar kleinen Fraktionierung des Isotopenverhältnisses (Stewart et al. 1998) ein signifikanter Unterschied zwischen dem $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnis einer Pflanze und dem des Grundgesteins festgestellt werden. Dieser wird durch eine leichte Verschiebung des $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Wertes in Richtung der Regenwassersignatur verursacht. Die in Pflanzen vorzufindenden Isotopenverhältnisse entsprechen daher oftmals den Werten des Oberflächenbodens (Hajj et al. 2017; Ryan et al. 2018).

Unabhängig von Unterschieden zwischen verschiedenen Standorten weisen auch Pflanzen desselben Standortes unterschiedliche $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnisse auf. Diese **intra- und interspezifische Variabilität** ist auf Unterschiede in der Physiologie und der Morphologie des Wurzelsystems, der Wurzeltiefe und den Metabolismus des Pflanzengewebes zurückzuführen. Besonders die Wurzeltiefe ist ein wesentlicher Faktor, welcher die Nährstoffquelle einer Pflanze beeinflusst und zu Abweichungen im $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Wert benachbarter Pflanzen führen kann, da die $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnisse verschiedener Bodenschichten deutlich voneinander abweichen können (Dambrine et al. 1997; Dijkstra et al. 2003; Frei und Frei 2011; Hodell et al. 2004; Isermann 1981; Miller et al. 1993; Poszwa et al. 2004; Wickman 1996).

Selbst **innerhalb einer einzigen Pflanze** kommt es zu einer Variation des $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnisses. Diese ist wahrscheinlich auf das unterschiedliche Alter von verschiedenen Pflanzenorganen und somit einer einhergehenden mehr oder weniger stark ausgeprägten Mischung von über mehrere Tage, Monate bis Jahre aufgenommenem Strontium sowie der Tatsache, dass über die Wurzeln aufgenommenes Strontium oftmals in dem Aufnahmegewebe gespeichert wird, zurückzuführen. In Baumblättern konnten zum Beispiel Graustein und Armstrong (1983) und auch Miller et al. (1993) feststellen, dass das gemessene $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnis dieser hauptsächlich von atmosphärischem Strontium geprägt wurde. Die Strontiumsignaturen lokaler Pflanzen lassen sich trotz all dieser Variablen in Form einer standortspezifischen $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Spanne zusammenfassen (Bailey et al. 1996; Bentley 2006; Dijkstra et al. 2003; Miller et al. 2014).

Die Variation der Strontiumkonzentration innerhalb eines Organismus ist in höheren Pflanzen stark durch die Diskriminierung von Sr^{2+} -Ionen gegenüber Ca^{2+} -Ionen verursacht. Zwar besitzen Pflanzen keine aktive Kontrolle über die Aufnahme von Strontium (Bowen und Dymond 1956; Elgawhary et al. 1972; Epstein und Leggett 1954; Hutchin und Vaughan 1967; Rediske und Selders 1953), doch findet während der Translokation eine aktive **Diskriminierung** gegen Strontium statt. Sr^{2+} -Ionen werden zunächst linear zu der phytoverfügbaren vereinten Gesamtkonzentration an Ca^{2+} und Sr^{2+} aufgenommen, da Strontium wie oben bereits erwähnt innerhalb einer Pflanze lediglich als Kalziumsubstituent zirkuliert (Isermann 1981; Montgomery 2002; Roca und Vallejo 1995). Daraufhin besitzen Sr^{2+} -Ionen jedoch eine deutlich längere Verweildauer als Ca^{2+} -Ionen, sowohl im Wurzelbereich als auch in den oberirdischen Teilen einer Pflanze (Isermann 1981). Die Mobilität von Strontium scheint somit in einem gewissen Rahmen eingeschränkt zu sein. Aufgenommenes Strontium akkumuliert vorwiegend in Wurzelzellwänden und wird sowohl im Wurzelbereich als auch im Bereich des Stammes seltener umgebaut und remobilisiert als Ca^{2+} -Ionen (Kozhevnikova et al. 2007; Martin et al. 1957; Menzel und Heald 1955; Michael 1959; Schilling 1960; Smith 1971). Einmal eingebaut ist Strontium in den Pflanzenorganen somit größtenteils immobil (Rediske und Selders 1953; Russel und Squire 1958). Die Verweildauer eines Atoms wird je nach Einbauart und -ort auf 3 bis 20 Jahre geschätzt (Speer 2010). Da die Mehrheit der Nährstoffe einer Pflanze über die Wurzeln aufgenommen werden, kommt es zu einer Akkumulation von Strontium im Wurzelbereich und zu einem sinkenden Sr/Ca-Verhältnis entlang des Pflanzenstängels (Bowen und Dymond 1956). Blätter besitzen somit ein geringeres Sr/Ca-Verhältnis als Holz und dieses ist wiederum gegenüber den Wurzeln an Strontium reduziert (Blum et al. 2000; Drouet und Herbants 2008; Elias et al. 1982; Poszwa et al. 2000). Auch innerhalb von Jahresringen wird Strontium als eher moderat mobil eingeschätzt (Padilla und Anderson 2002). Dennoch unterliegt Strontium in Jahresringen einem radialen und vertikalen Kationenaustausch. Dies geht so weit, dass isotopebeeinflussende Ereignisse auch nach mehreren Jahren in dem Signal neuer (50 Jahre nach dem Ereignis) als auch älterer (35 Jahre vor dem Ereignis) gebildeter Jahresringe auffindbar sind (Drouet et al. 2005a; Hagemeyer 1993; Hajj et al. 2017; Momoshima und Bondietti 1994). Um bei einer Messung des $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnisses aus Pflanzenholz jährliche und saisonale Variationen zu reduzieren, wird in der Literatur mehrfach empfohlen die Messung über mehrere Jahresringe zu mitteln. Ein solcher Mittelwert sollte auch radiale Translokationen annullieren (Hajj et al. 2017; Miller et al. 2014).

C 1.4 $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ in der Herkunftsanalyse

Die Untersuchung von Strontiumisotopenverhältnissen stammt ursprünglich aus der Geologie und bezieht sich auf das **Rb-Sr-Zerfallssystem**. Dabei wird das Verhältnis des radiogenen ^{87}Sr -Isotops zu nicht radiogenen Strontiumisotopen, wie das ^{86}Sr -Isotop, herangezogen, um das Alter von Steininformationen zu bestimmen (Faure 1986; Faure und Powell 1972; Fullagar et al. 1971). Das Vorkommen von ^{87}Sr -Isotopen hängt von der Rb/Sr-Zusammensetzung des Gesteins bei dessen Formation zum Zeitpunkt t_0 ab sowie von der seitdem vergangen Zeit t und der Zerfallskonstante (λ) des ^{87}Rb -Isotops (Bentley 2006):

$$^{87}\text{Sr}_t = ^{87}\text{Sr}_{t_0} + ^{87}\text{Rb}_{t_0} - ^{87}\text{Rb}_{t_0} * e^{-\lambda t}$$

Das Strontiumisotopenverhältnis wird meist als $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ notiert. Als nicht radiogenes Vergleichsisotop wurde ^{86}Sr gewählt, da dieses sich in seinem natürlichen Vorkommen nur um ein paar Prozent von dem radiogenen ^{87}Sr -Isotop unterscheidet (7,04 % und 9,87 %) und somit der Fehler bei der Messung des Verhältnisses so gering wie möglich gehalten werden kann (Faure 1986; Montgomery 2002). Das urzeitliche $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältniss lag bei 0,699. Dieses liegt $4,5 \pm 0,1$ Milliarden Jahre zurück (Wasserburg et al. 1969).

Das aktuelle $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnis eines Gesteins in einem geschlossenen System hängt demnach von folgenden **Faktoren** ab: dem $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnis sowie dem Rb/Sr-Verhältnis des Ausgangsmaterials als auch der seit der Formation vergangenen Zeit ab und somit der Menge an seitdem neu gebildeten ^{87}Sr -Ionen (Dasch 1969). Darauf folgende Gesteinsmischungen, Fluid-Mineral-Interaktionen und die Höhe an metamorpher Aktivität beeinflussen das $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnis zusätzlich (Montgomery 2002).

Um die 1960er Jahre erkannte man, dass Strontium nicht nur in geologischen Apatiten, sondern auch in **biologischen Hydroxylapatit** tierischer Knochen und Zähne als Kalziumsubstituent eingebaut wird (Carr et al. 1962; Comar et al. 1957; Comar 1963; Gong et al. 1966). Lenihan et al. (1967) untersuchten daraufhin das $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Isotopenverhältnis menschlicher und tierischer Knochen und Zähne und verglichen diese mit Werten aus der Umwelt. Sie kamen zu dem Schluss, dass diese direkt miteinander verbunden sind. Erst 20 Jahre später stellte Ericson (1985) die Verwendung von $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Werte als geochemischen Marker der Archäologie für die Herkunftsanalyse vor. Die Identifikation von Individuen, welche einen Ortswechsel vollzogen haben, wurde dabei zunächst durch einen Vergleich von, die Signatur der kindlichen Residenz tragenden, Zähnen mit Knochen, welche der Signatur der Aufenthaltsorte der letzten Lebensjahre entsprechen, durchgeführt (zum Beispiel: Ericson 1989; Price et al. 1994; Sealy et al. 1995). Später erfolgte der Abgleich individueller Strontiumisotopien mit den $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnissen der untersuchten Population, der Isotopensignatur des Grundgesteins und/oder lokalen Umweltproben. Eine mögliche Änderung der Strontiumisotopie während der Diagenese wurde untersucht (Nelson et al. 1986; Sealy et al. 1991) und die Methode selbst für fossilisiertes Material als anwendbar befunden (Sealy et al. 1991; Sillen et al. 1998).

Strontiumanalysen wurden demnach zunächst als einfacher Marker zur Unterscheidung lokaler und nicht lokaler Individuen eingesetzt, sowohl menschliches als auch tierisches Skelettmateriale betreffend. Aber auch für eine Rekonstruktion von **Migrationsverhalten** kann das $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnis herangezogen werden, wie es beispielsweise Koch et al. (1992) mit Lachsen durchgeführt haben. Für eine zeitlich detailliertere Einschätzung eines Migrationsgeschehens werden hierbei die Isotopenverhältnisse verschiedener Knochen und Zähne verglichen werden (Price et al. 2002). Neben solchen Studien wurden Strontiumanalysen auch für die Eingrenzung der Herkunft ortsfremder importierter tierischer Materialien, wie es beispielsweise Elfenbein darstellt, verwendet (Van der Merwe et al. 1990; Vogel et al. 1990).

Eine wesentliche **Voraussetzung** bei der erfolgreichen Verwendung von Strontiumisotopen zur Identifikation von nicht lokalen Individuen ist ein bestehender Unterschied in den $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnissen der bezogenen Residenzen selbst. Die Variabilität zwischen verschiedenen Orten und die Homogenität innerhalb der einzelnen Orte müssen dabei groß genug sein, um die lokalen Strontiumsignaturen signifikant voneinander unterscheiden zu können (Slovak und Paytan 2012). Oftmals kommt es jedoch zu einer Überlappung der lokalen Isotopiespannen benachbarter Orte, wodurch nicht alle Isotopenverhältnisse eindeutig den einen oder den anderen Ort zugewiesen werden können. Insbesondere Küstenregionen weisen oftmals einheitliche $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnisse auf. Daher kann die Strontiumsignatur eines Individuums meist keinen einzelnen Ort, sondern eher einer Region zugewiesen werden. Da das Grundgestein eines Ortes auch an anderen Orten vorkommen kann, sind $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnisse auf der Welt redundant. Dies führt dazu, dass an voneinander weit entfernt liegenden Orten vergleichbare $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnisse auftreten können. Das untersuchte Individuum könnte demnach von dem Ort an dem es begraben wurde stammen, oder aber aus einer Region eingewandert sein, welche auf demselben Grundgestein liegt. Dies stellt eine Limitierung der Differenzierbarkeit lokaler und nicht lokaler Individuen dar. Die Anwendung von Strontiumanalysen beruhen demnach stets auf dem Prinzip der Parsimonie, wonach die einfachste Erklärung und somit der nahe gelegenste Ort der wahrscheinlichste Herkunftsort der untersuchten Individuen darstellt. In geologisch vielfältigen Regionen eignen sich Strontiumanalysen demnach gut für eine Herkunftsuntersuchung. In geologisch homogenen Gebieten könnten für eine genauere Eingrenzung der ortstypischen Isotopensignaturen weitere Elemente zur Analyse hinzugezogen werden.

Aufgrund der meist ausreichend großen Heterogenität der Strontiumsignaturen unterschiedlicher Orte, hat sich die Analyse von Strontiumisotopen in der Herkunftsanalyse bewährt. Seit Beginn der Anwendung der Strontiumisotopie in den 1980/1990er Jahren steigt der **Anwendungsbereich** von Strontiumisotopen in der Herkunftsanalyse stetig und ist als analytisches Tool nicht mehr wegzudenken. Mittlerweile werden neben Skelettelementen auch andere tierische Materialien, wie Milch, Eierschalen und Haare sowie pflanzliche Materialien und abiotische Umweltproben und Werkstoffe in der Untersuchung der Herkunft und als Güte- und Qualitätsnachweis der Herkunft von beispielsweise Fleisch, Honig und Prosecco verwendet (siehe Tabelle 1).

Tabelle 1 Beispiele für die Anwendung von $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnissen in der Herkunftsanalyse außerhalb der Anthropologie.

Materialtyp	genauere Bezeichnung	Literatur
Nahrungsmittel	Milchprodukte	Crittenden et al. 2007; Fortunato et al. 2004; Pillonel et al. 2003; Rossmann et al. 2000
	Pflanzensäfte und deren fermentierte Produkte	Almeida und Vasconcelos 2001; Barbaste et al. 2002; Dehelean und Voica 2012; Durante et al. 2013; García-Ruiz et al. 2007; Horn et al. 1993; Petrini et al. 2015; Rummel et al. 2010
	Pflanzliche Öle	Medini et al. 2015
	Pflanzliche Nahrungsmittel	Brunner et al. 2010; Kawasaki et al. 2002; Oda et al. 2001; Swoboda et al. 2008; Techer et al. 2011; Trincherini et al. 2014
	Mineralwasser	Montgomery et al. 2006; Voerkelius et al. 2010
	Fleischprodukte	Epova et al. 2018; Franke et al. 2008
	Honig	Baroni et al. 2015
Medizinprodukte	medizinische Pflanzen	Choi et al. 2008; West et al. 2009
Archäobotanik	archäobotanische Proben	Benson et al. 2006; Benson 2010; English et al. 2001; Reynolds et al. 2005; Rich et al. 2016
Handwerkliche Rohmaterialien	Glasbestandteile, Gips, Keramikglasur, Marmor	Brilli et al. 2005; Degryse et al. 2010; Gale et al. 1988; Shen et al. 2019
Tiere	Vögel, Fische	Blum et al. 2001; Hobbs et al. 2010; Sellick et al. 2009; Shao et al. 2018
Tierprodukte	Elfenbein	Vogel et al. 1990; Van der Merwe et al. 1990
Forensische Untersuchungen	Skelettelemente	Beard und Johnson 2000; Juarez 2008; Rauch et al. 2007
Abiotische Umweltmaterialien	Grundwasser, Atmosphäre	Nigro et al. 2017; Xu und Han 2009

C 2 Blei

C 2.1 Das Element Blei

Blei besitzt das Elementsymbol Pb (Plumbum) und gehört der IV-A Gruppe des Periodensystems an. Es ist ein schweres bläulich-graues Metall der Ordnungszahl 82 und besitzt ein mittleres Atomgewicht von 207,2 u. Der Ionenradius beträgt im zweiwertigen Ion 1,32 Å (Adriano 2001; Kabata-Pendias 2010; Montgomery 2002; Spektrum 2019). Blei kommt im Gegensatz zu Strontium sowohl in Spurenelementform als auch als Hauptkomponente von Steinen und als Mineralbildner vor (Montgomery 2002). Es ist in über 200 Mineralen enthalten, wobei die ökonomisch Wichtigsten Galenit (PbS), Cerussit (PbCO₃) und Anglesit (PbSO₄) darstellen (Adriano 2001). In der Erdkruste ist Blei nur in kleinen Mengen von 13 bis 16 ppm vorhanden, mit einem mittleren Gehalt von 15 ppm (Heinrichs et al. 1980; Swaine 1978). Wenn man seine biochemischen **Charakteristika** betrachtet, zeigt sich Blei den bivalenten Erdalkalimetallen ähnlich und kann diese (K, Ca, Sr und Ba) in Mineralen und auch an anderen Bindestellen substituieren (Burton 2008; Kabata-Pendias 2010). Dabei nimmt es Oxidationszustände von +II (in den meisten anorganischen Verbindung) und +IV ein. Im Gegensatz zu den lithophilen Elementen Strontium und Kalzium ist Blei chalphil, das bedeutet sulphidliebend, und besitzt in geologischer Hinsicht keine wesentliche Korrelation mit kalziumreichen Mineralen (Elias et al. 1982; Longerich et al. 1996). Mit seiner zu Kalium vergleichbaren Ionengröße ersetzen Pb²⁺-Ionen vor allem K⁺-Ionen, welche vermehrt in Silikaten, Kalium-Feldspaten und Biotiten vorkommen (Bowen 1982).

Naturräumlich akkumuliert Blei mit den Übergangsmetallen Zink und Cadmium sowie Silber, in Erzlagernstätten (Adriano 2001; Montgomery 2002). Als Metall besitzt Blei einen hellen Glanz, ist weich, gut formbar sowie duktil, und wurde bereits im dritten Jahrhundert v. Chr. in Südwestasien und fortlaufend vermehrt durch **Metallurgie** gewonnen (Komárek et al. 2008). Der biogeochemische Bleizyklus wurde seither über mehrere tausend Jahre durch anthropogene Einflüsse, wie der Metallurgie und auch dem Herstellen, Recyceln und Entsorgen von bleihaltigen Materialien (beispielsweise Autobenzin, bleihaltige Pigmente, Dünger und Batterien), stark beeinflusst. Die Freisetzung von Blei in die Umwelt, sowohl über die Atmosphäre als auch über Wasser und Boden, kann dabei lokale Höchstkonzentrationen erzeugen (Adriano 2001; Bindler 2011).

Da Blei das immobilste Metallelement ist, das in Böden vorkommt und somit eine lange Residenzzeit von mehreren Jahrhunderten besitzt (Bindler 2011; Friedland und Johnson 1985; Heinrichs und Mayer 1980; Kabata-Pendias 2010), sind anthropogene Bleieinträge langfristig in diesen nachweisbar. In **Böden** bilden Bleiionen anorganische Komplexe mit HCO₃⁻, CO₃²⁻, SO₄²⁻ und Cl⁻-Anionen. Sie binden an organische Liganden (z. B. Aminosäuren, Fulvinsäuren und Huminsäuren), oder werden an Kolloidoberflächen, wie sie beispielsweise an Eisenoxiden, an organischem Material und Tonpartikeln auftreten, absorbiert (EFSA 2010; Sammut et al. 2010; Tabelin und Igarashi 2009; Uzu et al. 2009; Vega et al. 2010). Dabei binden Bleiionen deutlich fester an die Oberfläche von Mineralen als Strontium und sind nur bei sehr geringen pH-Werten löslich. Besonders feste und irreversible Bindungen bilden Bleiionen mit Phosphor- und Mangan(IV)oxiden (Adriano 2001; Hettiarachchi und Pierzynski 2004; MacLean et al. 1969). Das meiste in Böden vorhandene Blei liegt somit fest gebunden oder als ausgefallene anorganische Komplexe vor, wodurch die Bioverfügbarkeit von Bodenblei sehr gering ist (Kopittke et al. 2008; Punamiya et al. 2010; Sharma und Dubey 2005). Durch die sehr niedrige Mobilität von Blei wird dessen Konzentration aus biogeochemischer Sicht nicht wesentlich durch pflanzliche Elementaufnahmeprozesse oder einer Ansäuerung des Bodens beeinflusst (Bindler 2011).

Auch in Wasser, sei es Bodenwasser, Grundwasser oder Oberflächenwasser, sind reines Blei und die meisten natürlich vorkommenden Bleisalze nur bedingt in einem geringen Umfang (circa 1 %) löslich (Adriano 2001; Arle et al. 2013; Bowen 1982). Abhängig vom pH-Wert liegt Blei in gelöster Ionenform ($\text{pH} < 7,5$) oder aber in unlöslichen Komplexen, wie beispielsweise PbCO_3 (alkalisch) vor, welches schnell im Sediment ausfällt (UNEP 2010). Somit ist Blei, sowohl in **Wasser** als auch in Böden, bei hohen pH-Werten weniger bioverfügbar als im sauren Milieu (EFSA 2010; John 1972; MacLean et al. 1969; Misra und Pandey 1976). Aber auch bei niedrigen pH-Werten ist die Mobilität und Bioverfügbarkeit von Blei-ionen stark eingeschränkt. Zwar sind gelöste Bleiionen an sich sehr mobil und bioverfügbar, doch bilden diese auch in Wasser sehr starke Bindungen in Komplexen mit Huminstoffen, toten Organismenresten, Tonpartikeln und Eisenoxiden (Adriano 2001; ATSDR 2007; Erel et al. 1991; OECD 1993). Die bioverfügbare Bleikonzentration ist somit sowohl von dem pH-Wert als auch von der Anwesenheit und der Art der organischen Partikel, Tonmineralien und dem Salzgehalt abhängig (Bowen 1982; Kabata-Pendias und Mukherjee 2007).

Blei bindet zwar fest an organische Partikel, wodurch die Bioverfügbarkeit reduziert wird (Karamanos et al. 1976a; Scialdone et al. 1980), doch führt dies auch zu einer Erhöhung der Mobilität von Blei, da dieses somit nicht mehr fest an Mineralpartikel gebunden ist, sondern mit den gelösten organischen Partikeln bewegt werden kann (Steinmann und Stille 1997). Blei in **organischen Komplexen** kann demnach als hoch mobil angesehen werden (Grupe et al. 2017). Dabei werden signifikante horizontale Bewegungen von Blei im Boden hauptsächlich durch physische Bewegungen der Bodenteilchen via Windtransport verursacht (Adriano 2001). Dies macht Blei, welches eine hohe Toxizität für Organismen besitzt, sehr gefährlich. Gerade organische und bioverfügbare Bleiverbindungen werden durch anthropogenes Verhalten vermehrt in die Umwelt abgegeben. Basierend auf dieser Erkenntnis wurden in vielen Ländern entsprechende Regulierungsmaßnahmen erlassen, welche den Bleieintrag in die Umwelt begrenzen sollen. Dennoch stellt Blei auch heute noch eines der schwerwiegendsten globalen Risiken für Mensch und Umwelt dar (Sharma und Dubey 2005).

In der Natur kommt Blei in vier stabilen **Isotopen** vor: ^{204}Pb , ^{206}Pb , ^{207}Pb , und ^{208}Pb . Diese besitzen ein relatives Vorkommen von: 1,48 %, 23,6 %, 22,6 % und 52,3 %. ^{204}Pb ist hierbei das einzige Isotop, das nicht radiogen ist und dessen Konzentration somit über die Zeit konstant bleibt (Adriano 2001; Kabata-Pendias 2010; Montgomery 2002). Die drei Isotope ^{206}Pb , ^{207}Pb , und ^{208}Pb sind hingegen Erzeugnisse des radioaktiven Zerfalls von ^{238}U , ^{235}U und ^{232}Th (Long 1999), mit Halbwertszeiten von $44,67 \cdot 10^{10}$, $7,04 \cdot 10^{10}$ und $1,40 \cdot 10^{10}$ Jahren (Faure 1986). Die Häufigkeiten der verschiedenen Isotope in einem Gestein sind somit nicht nur von den ursprünglichen Konzentrationen der Bleiisotope zum Zeitpunkt der Gesteinsformation sondern auch von der Konzentration der ^{238}U -, ^{235}U - und ^{232}Th -Isotope abhängig sowie von der seit der Formation vergangenen Zeit (Dickin 2005; Komárek et al. 2008). Entsprechend können in der Nähe von Uranminen beispielsweise erhöhte ^{206}Pb - und ^{207}Pb -Konzentrationen beobachtet werden, aber keine erhöhten ^{208}Pb -Konzentrationen (Frostick et al. 2008).

Die **Analyse** von Bleiisotopen kommt ursprünglich aus der Datierung des Alters unseres Planeten Erde und der Kontinente (Bindler 2011). Das Alter von bleihaltigen Mineralen kann mit sogenannten Wachstumskurven anhand des Verhältnisses der Mutter-Tochter-Isotope kalkuliert werden (siehe z. B. Ludwig 2012; Oversby 1974; Stacey und Kramers 1975). Aufgrund der hohen Zerfallszeiten kann die Konzentration der radiogenen Isotope in archäologischen Zeiteinheiten jedoch als konstant angesehen werden (Montgomery 2002).

Da die drei radiogenen Isotope aus unterschiedlichen Zerfallsreihen stammen, ist die Konzentration jedes einzelnen Isotops charakteristisch für den untersuchten Fundort und bildet sein eigenes ortstypisches Signal. Doch stellt sich dabei die Frage, welche **Isotopenverhältnisse** für die Analyse herangezogen werden sollen. Eine Normalisierung der radiogenen Bleiisotopenkonzentrationen auf die Konzentration des ^{204}Pb -Isotops weist durch Berücksichtigung jedes einzelnen Isotopensignals die höchste Variabilität zwischen Reservoirern auf und ist das konventionell verwendete Verhältnis (Komárek et al. 2008; Montgomery 2002). Da das ^{204}Pb -Isotop jedoch nur in 1,48 % auftritt, ist dessen Messung jedoch deutlich unpräziser als das der anderen Isotope (Montgomery et al. 2010; Reimann et al. 2012). Daher werden gerne die Isotopenverhältnisse $^{207}\text{Pb}/^{206}\text{Pb}$ und $^{208}\text{Pb}/^{206}\text{Pb}$ verwendet, wobei die Messgenauigkeit des $^{207}\text{Pb}/^{206}\text{Pb}$ -Verhältnisses aufgrund des vergleichbaren quantitativen Auftretens am genauesten ist (Budd et al. 2000; Komárek et al. 2008). Durch die hohe Anzahl an Isotopen ist die Auswahl der zu untersuchenden Isotopenverhältnisse groß, die Auswertung und Interpretation der Daten wird jedoch durch die unterschiedliche Herkunft der Isotope erheblich erschwert (Gulson 1986). Die Tatsache, dass die Mutterelemente der radiogenen Bleiisotope trotz ihrer chemischen Ähnlichkeit und der Fähigkeit einander gut substituieren zu können eine unterschiedliche Löslichkeit aufweisen, erweitert die Komplexität zusätzlich. So ist Thorium beispielsweise in Wasser unlöslich, Uran unter oxidierenden Bedingungen jedoch löslich (Montgomery 2002). Hinzu kommt, dass die Isotopenverhältnisse voneinander abhängig sind. So ist es beispielsweise üblich bei einer grafischen Auswertung in der Geologie die Verhältnisse von $^{207}\text{Pb}/^{206}\text{Pb}$ gegen $^{208}\text{Pb}/^{206}\text{Pb}$, in den Umweltwissenschaften hingegen $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ gegen $^{208}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$, aufzutragen. Hierbei ist jedoch zu beachten, dass die Werte immer eine intrinsische Korrelation beinhalten, da in beiden Verhältnissen jeweils einmal dasselbe Isotop vorhanden ist. Eine Unabhängigkeit könnte durch die Verwendung des Isotopenverhältnisses $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ und dem relativ unpräzisen Verhältnis $^{208}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$ erreicht werden, allerdings mit Verlust hinsichtlich der Messgenauigkeit. Und selbst hier herrscht keine vollständige Unabhängigkeit, da die Summe der Konzentrationen 100 % ergibt (Reimann et al. 2012). Die Darstellung der drei radiogenen Isotope in einem Dreiecksdiagramm, wie es erstmals von Cannon et al. 1961 beschrieben wurde, ermöglicht einen visuellen dreidimensionalen Eindruck der Häufigkeit der drei Isotope in einem zweidimensionalen Graphen. Reimann et al. (2008) geben diese Darstellung als mögliche Methode für eine Lösung des Problems der Auswertung von Bleiisotopen an.

Eine signifikante **Fraktionierung** von Bleiisotopen in metallurgischen und biogeochemischen Prozessen ist nicht bekannt und auch unwahrscheinlich, da die Unterschiede zwischen den Isotopen im Vergleich zu deren Gesamtmasse sehr gering sind (Gulson 1986; Hoefs 2010; Komárek et al. 2008).

Im Gegensatz zu Strontium, welches zwei nicht radiogene Isotope besitzt und bei welchem somit eine mögliche Fraktionierung während der Messung durch eine **Korrektur** des $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnisses nach dem fixen Isotopenverhältnis $^{88}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ herausgerechnet werden kann, besteht diese Möglichkeit nicht für die Bleiisotopie, da hier nur ein einziges nicht radiogenes Isotop existiert. Eine Korrektur des in einer Probe gemessenen Bleiisotopenverhältnisses ist somit nicht möglich, wodurch die Genauigkeit und Richtigkeit einer Messung auf die Reproduzierbarkeit mitgeführter Standards reduziert ist (Montgomery 2002; Yuan et al. 2016). Daher ist das Heranziehen eines solchen Standards mit zertifizierten Gehalten der unterschiedlichen Bleiisotope, wie beispielsweise der SRM 981 oder der SRM 982, eine Voraussetzung für eine fehlerfreie Bleiisotopenanalyse (May et al. 2004; Reed 1991).

C 2.2 Blei im Organismus eines Säugetieres

Blei spielt als Nährstoff im Stoffkreislauf eines Säugetiers keine Rolle und kommt lediglich in kleinen Mengen in Form eines Spurenelements vor (Montgomery 2002). Es ist somit ein **nicht essenzielles** Spurenelement, welches jedoch eine hoch toxische Wirkung aufweist (Gorham 1976; Scheff und Wadden 1979).

Aufgrund seiner Toxizität gibt es sehr viele Studien zu Blei und dessen verstärktem Auftreten in anthropogen beeinflussten Umgebungen und bleihaltigen Materialien. Dabei ist die **Toxizität** von Blei auf das Hemmen von Enzymaktivitäten zurückzuführen. Diese Hemmung wird einerseits durch die Änderung der Proteinstruktur verursacht, wobei Blei eine hohe Affinität zu Thiolgruppen und weiteren organischen Liganden aufweist. Andererseits ist Blei ein kompetitiver Inhibitor. Es besitzt die Fähigkeit den Platz biologisch essenzieller Elemente, darunter vor allem Kalzium aber auch Zink und Eisen, einzunehmen. Durch das Belegen der Cofaktor-Stelle im Enzym bleibt dieses inaktiv (Adriano 2001; Garza et al. 2006; Health Canada 2013; Lidsky und Schneider 2003; Needleman 2004). Aufgrund seiner hohen Toxizität ist eine Bleibelastung bereits in kleinsten Mengen ernst zu nehmen. Für eine Messung der aktuellen Bleibelastung eines Menschen/Tieres wird die im Blut befindliche Bleikonzentration gemessen. Das Auftreten der diversen, sehr variablen und nicht spezifischen Symptome einer Bleivergiftung kann mit unterschiedlichen Bleikonzentrationen im Blut in Verbindung gebracht werden, wobei bereits ab Blutwerten unter 5 µg/dL toxische Reaktionen auftreten (Adriano 2001; NTP 2012). Eine Bleivergiftung kann jedes Organ betreffen. Dabei kommt es zu negativen Auswirkungen auf gastrointestinale, hämatologische, reproduktive, renale, neurologische Systeme und das Immunsystem und somit auch zu einer Veränderung der Wahrnehmung und des Verhaltens. Diese toxischen Reaktionen sind sowohl für Menschen als auch für andere große und kleine Säugetiere bekannt und treten auch in Vögeln und Fischen auf (siehe zum Beispiel: Barry 1975; Brudevold et al. 1977; Chang et al. 1996; Dowd et al. 1990; Gil et al. 1996; Hammond und Aronson 1964; Hettiarachchi und Pierzynski 2004; Humphreys 1991; Järup 2003; Klein und Wiren 1993; Ma 2011; Miyahara et al. 1995; Nelson et al. 2011; Nriagu 1978; Pain 1995; Sharpe und Livesey 2005; Sun et al. 2008; Thompson 2012; Tsaih et al. 2001; Underwood 1977; Watson et al. 1986).

Die **Aufnahme** von Blei in den Körper erfolgt über die orale Einnahme von Nahrungsmitteln und Trinkwasser sowie durch Inhalation und zu geringen Teilen auch über Hautkontakt, wobei das Blei hauptsächlich aus Wasser, Boden, und atmosphärischen Staubpartikeln stammt (ATSDR 2007; Hettiarachchi und Pierzynski 2004; Montgomery 2002).

Von der oral aufgenommenen Bleimenge werden im **Gastrointestinaltrakt** erwachsener Menschen unter normalen Bedingungen circa 2 bis zu 33 % über die Darmwand absorbiert (Adriano 2001; Markowitz 2000; Oomen et al. 2002; Skerfving und Bergdahl 2007; Underwood 1977; Van de Wiele et al. 2007; White et al. 1998; WHO 2010). Die Aufnahmefähigkeit der Darmwand von Kindern liegt mit circa 50 % etwas höher (Alexander et al. 1974; Bowen 1982; Heard und Chamberlain 1982; James et al. 1985; Markowitz 2000; Mushak et al. 1989; Rabinowitz et al. 1980; Ziegler et al. 1978). Dabei wird die Aufnahmemenge stark von einer Reihe verschiedener Faktoren beeinflusst. So wird die Aufnahme durch das gleichzeitige Vorhandensein von Magnesium, Phosphat, Zink, Sulphaten, Phytat, Alkohol und Fetten im Gastrointestinaltrakt reduziert (Barltrop und Khoo 1975; Barltrop und Meek 1979; Jaworowski et al. 1985; Maenhaut et al. 1979; Underwood 1977; WHO 1996). Auch Eisen reduziert die Aufnahme von Blei, ein Eisenmangel erhöht die Absorption hingegen (Bannon et al. 2003; Bárány et al. 2005; Barton et al. 1978; Morrison und Quaterman 1987; Patrick 2006; Watson et al. 1986; Ziegler et al. 1978). Einen wesentlichen Faktor spielt zudem der Kalziumgehalt. Dieser reduziert durch die Biopurifikation und die

damit einhergehende Favorisierung von Kalzium gegenüber Blei die Aufnahme von Blei drastisch (Bogden et al. 1992; Grupe et al. 2017; Jaworowski 1990; Jaworowski et al. 1985; Mahaffey et al. 1986; Stack et al. 1974; Underwood 1977). Dagegen wird die Aufnahme von Blei durch eine Einnahme von Vitamin D erhöht (Mykkänen und Wasserman 1982). Auch ein reduzierter pH-Wert steigert die absorbierte Bleimenge (James et al. 1985; Kamenov und Gulson 2014; Ruby et al. 1993). Ebenso erhöht die Abwesenheit zusätzlicher Nahrungspartikel die Absorption von Blei deutlich, sodass diese bis zu 70 % ansteigen kann. Dies konnte an fastenden Personen und in in-vitro Experimenten mehrfach nachgewiesen werden (Blake und Mann 1983; Blake et al. 1983; Heard und Chamberlain 1982; James et al. 1985; Maddaloni et al. 1998; Rabinowitz et al. 1980). Die reduzierte gastrointestinale Absorption von Blei in der Anwesenheit von Nahrungsbrei ist auf die hohe Affinität von Blei zu organischen Partikeln zurückzuführen. Zuvor gelöst vorliegende Bleiionen gehen hierbei mit der Oberfläche von Nahrungspartikeln feste Bindungen ein, wodurch sie die Darmwand nicht mehr passieren können (Chaney et al. 1989). Neben fastenden Personen wurde auch bei schwangeren Frauen eine erhöhte Bleiabsorption beobachtet (um die 50 %; Adriano 2001). Auch die Aufnahmeform spielt eine Rolle bei der generellen Bioverfügbarkeit der eingenommenen Substanzen. So wird Blei aus flüssiger Nahrung leichter aufgenommen als solches in weniger zerkleinerter und gelöster Form (WHO 1996). Der Einfluss der Bleikonzentration selbst auf die aufgenommene Menge im Gastrointestinaltrakt ist abhängig von der vorliegenden Menge und wirkt sich zunächst reduzierend – später mit seiner toxischen Wirkung jedoch erhöhend aus.

Der prozentuale Anteil des über **Inhalation** aufgenommenen Bleis hängt stark von der Größe und der Löslichkeit der eingeatmeten Partikel ab (EFSA 2010). In der Lunge werden normalerweise zwischen 30 und 50 % des in den Kleinstpartikeln enthaltenen Bleis absorbiert. Die größte absorbierte Menge liegt bei 95 % (Hursh et al. 1969; Philip und Gerson 1994; Underwood 1977).

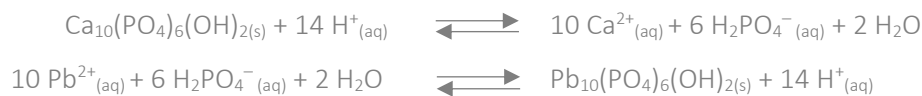
Eine Aufnahme von Blei über die **Haut** ist möglich, jedoch scheint diese eine gute Barriere darzustellen, sodass lediglich 0,06 % des Bleis absorbiert wird (Moore et al. 1980).

Sind Bleiionen über eine der drei genannten Absorptionswege in das **Körperinnere** gelangt, so werden diese über das Blut in unterschiedliche Organe transportiert und letztendlich entweder ausgeschieden oder aber in das Hartgewebe eingelagert.

Im **Blut** befindet sich Blei zu 96 bis 99 % in den Erythrozyten und ist fest an diese gebunden. Lediglich 1 bis 4 % des Bleis liegt im Plasma vor und kann über Kapillarwände in andere Organe übergehen (Adriano 2001; Bergdahl et al. 2006; Bowen 1982; Hernández-Avila et al. 1998; Manton et al. 2001; Rabinowitz et al. 1976; Schütz et al. 1996; Smith et al. 2002). Die Art und Weise, wie Blei die Zellmembran der Erythrozyten überquert ist noch nicht geklärt (EFSA 2010). Durch die toxische Wirkung von Blei steigt mit steigender Bleikonzentration im Blut allerdings auch die Konzentration im Plasma (EFSA 2010). Die Halbwertszeit von Blei in Blut beträgt 25 bis 35 Tage (Adriano 2001; EFSA 2010; Rabinowitz et al. 1976).

In den **Weichgeweben** findet man das meiste Blei mit 33 % in der Leber, gefolgt von den Nieren, den Pankreas, den Ovarien, der Milz, der Prostata, den Nebennieren, dem Gehirn, Fett, Hoden, Herz und der Knochenmuskulatur (Barry 1975; Gross et al. 1975). Es findet keine Bioakkumulation statt und die Konzentration von Blei ist relativ konstant über die Zeit (Barry 1975; Treble und Thompson 1997). Die Halbwertszeit von Blei beträgt im Weichgewebe ungefähr 40 Tage (Adriano 2001).

Das meiste Blei im Körper eines Vertebraten befindet sich jedoch in dem mineralisierten **Hartgewebe**, da dort eine Akkumulation über mehrere Jahre stattfindet und dieses eine sehr hohe Halbwertszeit von 10 bis 30 Jahren entsprechend der Knochenumbaurate besitzt (Adriano 2001; EFSA 2010; Mushak 1993). Über 90 % der totalen Bleikonzentration in einem erwachsenen Körper ist in das Hartgewebe eingebaut, dabei liegen mindestens 70 % in der Kompakta vor (Barry 1975; Gross et al. 1975; Philip und Gerson 1994; Wallach und Chausmer 1990). Das kindliche Skelett trägt hingegen lediglich maximal 70 % der Bleigesamtbelastung des Körpers (Philip und Gerson 1994). Welche Stellen Bleiionen im Bioapatitgitter einnehmen ist nicht geklärt. Allgemein wird vermutet, dass Blei durch seine Fähigkeit bivalente Ionen zu ersetzen, Kalzium im Bioapatit substituiert (Bres et al. 1986; McConnell 1973; Miyake et al. 1986; Pounds et al. 1991; Vaughan 1981; Verbeeck et al. 1981; Wallach und Chausmer 1990):



Montgomery et al. (2010) weisen allerdings mit Nachdruck darauf hin, dass Blei sich geochemisch und auch innerhalb eines Organismus anders verhält als Kalzium und als das diesem ähnliche Strontium und daher ohne entsprechende Beweislage nicht angenommen werden sollte, dass Blei Kalzium im Knochenmineral ersetzt. Studien mit synthetischem Hydroxylapatit zeigen, dass Pb^{2+} -Ionen durchaus in das Kristallgitter an Ca^{2+} -Positionen eingebaut werden können. Dabei nehmen diese die etwas größere M2-Position zwischen den Phosphatgruppen ein, was jedoch zu einer Verzerrung der Kristallstruktur führt (Arnich et al. 2003; Blumenthal 1990; Engel et al. 1975; Verbeeck et al. 1981; Zhu et al. 2015). Weitere Studien bezeugen, dass der Einbau von Blei, anders als Strontium, die Dichte und Stabilität des Apatits deutlich zu verringern scheint (Bagchi und Preuss 2005; Bjorå et al. 2001). Ein mehrfacher Einbau von Bleiionen in Bioapatit würde somit die Funktionalität unseres Stützorgans Knochen reduzieren und ist demnach eher unerwünscht. Ein eindeutiger Nachweis der Lage von Bleiionen innerhalb biologischen Hydroxylapatits liegt allerdings nicht vor. Neben dem möglichen Einbau von Blei in das Kristallgitter des Bioapatits konnte eine signifikante Einlagerung von Pb^{2+} -Ionen in der Zementlinie, einer hypermineralisierten Schicht auf der Außenseite der funktionellen histologischen Einheit des Knochens, den Osteonen, beobachtet werden. In dieser können Bleiionen, welche in der interstitiellen Flüssigkeit frei vorliegen, einerseits in das Bioapatit eingebaut werden, oder aber an darin vorhandene Proteine binden (Pemmer et al. 2013). Auch eine besonders hohe Bleiaffinität für das Protein Osteocalcin konnte hierbei nachgewiesen werden (Dowd et al. 1994).

C 2.3 Blei in der Vegetation

In Pflanzen spielt Blei als nicht essenzielles Element keine wesentliche Rolle und wirkt **phytotoxisch** (Hettiarachchi und Pierzynski 2004; Seregin und Ivanov 2001). Dabei wirkt sich dieses negativ auf die Photosynthese und die Stoffaufnahme sowie den Stofftransport und -verbrauch und auch auf den Stoffwechsel allgemein aus (Bazzaz et al. 1974; Benavides et al. 2005; Burton et al. 1984; Cenkci et al. 2010; DalCorso et al. 2008; Huang et al. 1974; Koepe und Miller 1970; Miles et al. 1972; Rolfe und Bazzaz 1975; Seregin und Ivanov 2001). Blei reduziert das Pflanzenwachstum, die Verlängerung von Wurzeln, die Transpirationsrate, die Produktion von Chlorophyll, die Lamellenorganisation im Chloroplasten und die Zellteilung und schädigt zusätzlich die Keimfähigkeit der Samen (Gupta et al. 2009, 2010; Krzesłowska et al. 2009; Maestri et al. 2010; Sharma und Dubey 2005). Stark toxische Reaktionen treten mit Ausnahme von Bleihotspot-Gebieten aufgrund der relativ geringen natürlich vorkommenden Konzentrationen in der Umwelt jedoch nur selten auf (Adriano 2001).

Wie auch alle anderen Stoffe, kann Blei prinzipiell sowohl über die Wurzeln als auch über die Blattoberflächen nach atmosphärischer Ablagerung in eine Pflanze aufgenommen werden (Adriano 2001; Chenery et al. 2012). Die Hauptaufnahme von Blei erfolgt über die **Wurzeln** (Sharma und Dubey 2005; Uzu et al. 2009), trotz der Fähigkeit des Wurzelgewebes einen Großteil der verfügbaren Bleiionen auszuschließen (Hagemeyer und Hübner 1999; Hovmand et al. 2009; Klaminder et al. 2008). Die phytoverfügbare Konzentration der im Boden vorhandenen Bleiverbindungen kann nach Pourrut et al. (2011) auf die folgenden Bodenfaktoren zurückgeführt werden: pH-Wert (Kopittke et al. 2008; Lawal et al. 2010; Vega et al. 2010), Redoxpotential (Tabelin und Igarashi 2009), Kationenaustauschkapazität (Vega et al. 2010), Mineralogie (Dumat et al. 2006), biologische und mikrobielle Bedingungen (Arias et al. 2010), organische und anorganische Ligandenkonzentrationen (Padmavathiamma und Li 2010; Sammut et al. 2010; Shahid et al. 2011) und die Bleikonzentration selbst (Bi et al. 2010; Cenkci et al. 2010; Lawal et al. 2010). Die Menge des in eine Pflanze aufgenommenen Bleis ist zudem von der Anzahl konkurrierender Kationen (Kopittke et al. 2008; Komjarova und Blust 2009) und der Pflanzenspezies abhängig (Bi et al. 2010; Kovalchuk et al. 2005). Allgemein wird der Anteil des phytoverfügbaren Bodenbleis auf 0,003 bis 0,13 % geschätzt (EFSA 2010; Kabata-Pendias 2010). Der genaue Aufnahmeweg und die Verteilung von Blei in einer Pflanze sind dabei von dessen Konzentration abhängig. Eine erhöhte Bleikonzentration führt zu einer Beschädigung der Barrierefunktion der Plasmamembranen, wodurch Blei ungehindert in den Protoplasten eindringen kann. Bei niedrigeren Konzentrationen werden Bleiionen hingegen apoplastisch transportiert (Seregin et al. 2004). Somit kommt es zu einer Akkumulation von Bleiionen in der Nähe der Endodermis (Jones et al. 1973; Verma und Dubey 2003), welche eine Bleibariere darstellt und kaum überquert wird (Seregin und Ivanov 1997). Nur durch die Fähigkeit Kalziumkanäle zu nutzen, werden Bleiionen vereinzelt in den Protoplasten geschleust (Pourrut et al. 2008; Tomsig und Suszkiw 1991; Wang et al. 2007) und können somit in geringen Mengen symplastisch in der Pflanze verteilt werden. Die bestehende Hemmung der Bleiabsorption in Anwesenheit von Kalzium kann somit durch die steigende Konkurrenz der Kationen an den Kalziumkanälen erklärt werden (Garland und Wilkins 1981; Huang und Cunningham 1996; Kim et al. 2002).

Zusätzlich besteht eine Korrelation zwischen der Konzentration von Blei in Blattgeweben und der Atmosphäre (Berthelsen et al. 1995; Kabata-Pendias und Mukherjee 2007). Die Aufnahme von Blei über die **oberirdischen Pflanzenorgane** erfolgt über die Stomata in der Epidermis der Blätter und über die Rindenoberfläche (Berrow und Burridge 1991; Lepp und Dollard 1974; Peterson 1978; Watmough und Hutchinson 2003). Da partikuläres Blei meist nicht wasserlöslich ist, werden gewöhnlicher Weise nur minimale Bleimengen direkt aus der Atmosphäre in oberirdische Pflanzenorgane eingebaut (Adriano 2001; Hagemeyer und Hübner 1999; Hovmand et al. 2009; Klaminder et al. 2008). Die Beobachtung von

erhöhten Bleikonzentrationen in Blättern mancher Studien ist vermutlich auf oberflächlich abgelagertes – jedoch nicht absorbiertes – Blei zurückzuführen (Chenery et al. 2012). Dass es auf oberirdischen Pflanzenorganen zu einer Auflagerung von Blei kommt, konnten Analysen der Bleikonzentration vor und nach einem Waschgang mit Wasser/Essigsäure nachweisen, wobei eine deutliche Reduktion der gemessenen Bleikonzentration festgestellt wurde (Bassuk 1986; Klope und Riebartsch 1964). Somit scheinen pflanzliche Bleiquellen größtenteils auf die aus dem phytoverfügbaren Bodenpool über das Wurzelgewebe aufgenommenen Bleiionen reduziert zu sein, welche aus atmosphärischem Niederschlag und Bodenverwitterung stammen. Im Gegensatz zu der eindeutigen standortabhängigen Beitragsmengenverteilung aus den verschiedenen Quellen für das Spurenelement Strontium scheint Blei gerade in oberirdischen Pflanzenorganen jedoch hauptsächlich aus der Atmosphäre zu stammen. In diversen Studien, welche oftmals mit radioaktiven Bleiisotopen als Tracer durchgeführt wurden, wurden mehrfach atmosphärische Beitragsmengen von mindestens 70 % bis hin zu nahezu 100 % in oberirdischen Geweben, wie Blättern, Ästen und Nadeln beobachtet, wobei Bodenblei nur wenige Prozent zum Gesamtgehalt beisteuert (z. B. Bacon et al. 2005; Dalenberg und van Driel 1990; Harrison und Chirgawi 1989; Hovmand et al. 2009; Klaminder et al. 2005; Watmough et al. 2005). Dies bedeutet, dass so gering der Anteil des auf oberirdischen Organen abgelagerten und absorbierten Bleis auch sein mag, dieser dennoch einen signifikanten Einfluss auf die dort vorzufindenden Isotopenverhältnisse nimmt.

Diese Beobachtung ist vermutlich auf eine Kombination der geringen Mobilität und der somit niedrigen Phytoverfügbarkeit von Blei in Böden und die stark reduzierte Zirkulation dessen innerhalb der Pflanze selbst zurückzuführen. Innerhalb einer Zelle wird Blei meist in Vakuolen aggregiert (Kopittke et al. 2007; Meyers et al. 2008; Seregin et al. 2004) und auch im Apoplasten wird Blei **immobilisiert**. Dabei bildet dieses unlösliche Komplexe mit der pflanzlichen Zellwand, vor allem in Form von Bleipyrophosphaten und -karbonaten (Arias et al. 2010; Malone et al. 1974; Rudakova et al. 1988; Sharma und Dubey 2005). Zudem kommt es zu einer Ausfällung von Bleisalzen im interzellulären Raum (Islam et al. 2007; Kopittke et al. 2007; Małecka et al. 2008; Meyers et al. 2008) und zu einer Akkumulation in der Plasmamembran selbst (Islam et al. 2007; Jiang und Liu 2010; Seregin et al. 2004). Dies reduziert die Mobilität von Blei im pflanzlichen Gewebe und führt zu einer lediglich geringfügigen Translokation entlang der Sprossachse (< 5 %), sodass die oberirdischen Pflanzenorgane kaum über die Wurzeln aufgenommenes Blei enthalten (Berthelsen et al. 1995; Chaney und Giodriano 1977; Klaminder et al. 2005, 2008; Laperche et al. 1997; Turpeinen et al. 2000; Zimdahl 1975). Es findet entsprechend eine Akkumulation von Blei im Wurzelgewebe statt, wobei sich mindestens 95 % des Gesamtbleigehalts in diesem befinden (Bowen 1982; Brunet et al. 2009; Gichner et al. 2008; Gupta et al. 2009, 2010; Jiang und Liu 2010; Jones et al. 1973; Kopittke et al. 2007; Kumar et al. 1995; Małecka et al. 2008; Piechalak et al. 2002; Shahid et al. 2011; Verma und Dubey 2003; Yan et al. 2010). Bleiablagerungen in Blättern und Stielen, welche mit denen innerhalb des Wurzelgewebes vergleichbar sind, legen nahe, dass Blei in allen Geweben einer Pflanze auf ähnliche Weise transportiert und abgelagert wird (Adriano 2001; Kabata-Pendias 2010). Es wird geschätzt, dass sich in etwa 96 % des gesamten Bleigehalts innerhalb einer Pflanze an Zellwände gebunden und in Vakuolen eingespeichert befinden (Wierzbicka und Antosiewicz 1993). Insgesamt wird aufgrund der starken Biopurifikation von Kalzium lediglich ein sehr geringer Anteil von 0,14 bis 0,50 % des verfügbaren Bleis tatsächlich in pflanzliches Gewebe eingebaut, besonders in den oberirdischen Pflanzenorganen ist es sehr wenig (Adriano 2001; Karamanos et al. 1976b; Klaminder et al. 2005).

C 2.4 Anthropogener Eingriff in den Bleizyklus

Menschliches Verhalten greift seit Jahrtausenden stark in den natürlichen Bleizyklus ein und beeinflusst somit auch die in verschiedenen Materialien messbaren Isotopenverhältnisse und Bleikonzentrationen. Blei ist in vielen Produkten enthalten, wird global verteilt und während der Produktion als auch bei dem Recycling und der Entsorgung bleihaltiger Materialien zurück in die Umwelt abgegeben. Dabei spielen metallurgische Verfahren und die Verbrennung fossiler Brennstoffe, wie Kohle und bleihaltiges Benzin sowie mineralhaltige Dünger und Klärschlammanwendungen eine große Rolle (Adriano 2001; Ahlberg et al. 2006; Mihaljević 1999; Rieuwerts et al. 1999).

Die Emission von Blei erfolgte erstmals vermutlich vor circa 6 000 Jahren als Nebenprodukt der Kupferverhüttung (Grattan et al. 2007; Mighall et al. 2009). Etwa 1 000 Jahre später wurde reines Blei erstmals im Süd-Westen Asiens mit noch unausgereiften Schmelztechniken aus silberhaltigen Sulfiderzen gewonnen (Komárek et al. 2008). Zweitausend Jahre später begann auch in Europa die Gewinnung von Blei (Kamenov und Gulson 2014). Die **Metallurgie** wurde dabei nicht linear verbreitet und war je nach Zeitstellung und in unterschiedlichen Gesellschaften verschieden stark ausgeprägt (Montgomery 2002). Auch als Nebenprodukt der Kupellation von Silber kann Blei in Form von Bleioxiden gewonnen werden (Waldron 1988). Während der Römerzeit kam es zu einer großflächigen Förderung von Blei als Zielmetall sowie als Nebenprodukt und einem länderübergreifenden Export der metallurgisch gewonnenen Produkte (Tylecote 1992). Die Bleiverhüttung fand in der Römerzeit vor circa 2000 Jahren einen Höhepunkt, welcher einen signifikanten anthropogenen Eingriff in den Metallzyklus nahm. Mit der Industrialisierung stieg die globale Produktion von Blei nochmals deutlich an und gewann in den letzten 150 Jahren immer mehr an Bedeutung (Bindler 2011; Cloquet et al. 2006).

Der weltweite Bleiverbrauch ist heutzutage zu 85 % auf die Produktion von bleihaltigen Batterien, den Bleiakkumulatoren, beschränkt (ILA 2019). Das Recycling von Blei spielt dabei eine wesentliche Rolle in der Kontamination der Umwelt mit Blei, da dieses meist in Entwicklungsländern ohne Wissen um die erforderlichen Verfahren und das Vorhandensein der notwendigen Technologien und Sicherheitsvorkehrungen durchgeführt wird (UNEP 2010; van der Kuijp et al. 2013). Insbesondere in Entwicklungsländern aber auch weltweit, ist die **Gefahr einer Bleivergiftung** auch heute noch real und führt immer wieder zu Todesfällen und lebenslangen Auswirkungen auf die Gesundheit (IHME 2016). Dass Blei auch noch heute selbst in Europa eine nicht zu unterschätzende Gefahr darstellt, zeigte erst kürzlich der Großbrand der Kathedrale Notre-Dame in Paris (15.04.2019). Während des Brandes schmolzen hunderte Tonnen von Blei, welches in Form von Dachplatten in der Dachverdeckung verbaut war, und ging als Asche und Gas in die Luft über (Hanimann 2019; Howes 2019).

Als **anthropogene Bleiquellen** für Menschen fallen heutzutage Lacksplitter, Autoabgase und andere Emissionen, Lebensmittel/Trinkwasser aus bleigelöteten Dosen und Rohrleitungen sowie besonderen Präparationsverfahren von Kräutern in der Volksmedizin besonders ins Gewicht (ATSDR 2007; EFSA 2010). In Kosmetikprodukten ist Blei ein immer wieder auftretender und beliebter Inhaltsstoff. Seine Anwendung reicht von den alten Ägyptern (3000 v. Chr.) bis in das späte 20te Jahrhundert. Dabei wurden verschiedene Bleiverbindungen in Form von Gesichtspudern (Bleiweiß), Salben und weiteren Kosmetikprodukten wie Eyelinern verwendet und somit direkt mit dem Körper in Kontakt gebracht oder sogar als Arzneimittel herangezogen (Retief und Cilliers 2006; Witkowski und Parish 2001). Auch Verhaltensweisen, wie beispielsweise das Einatmen von Tabakrauchen, führen dem Körper erhebliche Bleimengen zu (Ignjatovic et al. 2019). Erst in den 1970er Jahren wurden in Europa Regulationen des Bleigehalts in Farben, Benzin, Pestiziden (Bleiarsenat), Lebensmittelverpackungen und Wasserleitungen eingeführt (EFSA 2010; USEPA 1977). Allerdings sind sogar für Innenraumfarben Bleikonzentrationen

bis zu $2 \cdot 10^4$ ppm zugelassen (Alliance/EDF 1994). Selbst Trinkwasser darf bis zu 15 ppb Blei enthalten (Adriano 2001). Anthropogenes Blei gelangt außerdem über Nutzpflanzen, welche auf kontaminierten Böden oder an einem Ort mit hohem atmosphärischen Bleiniederschlag gewachsen sind sowie über tierische Produkte in die menschliche Nahrungskette. Gerade Vieh wird oftmals einer erhöhten Bleikonzentration ausgesetzt (UNEP 2003, 2010). Trotz der gesetzlichen Regulation von Blei in vielen Produkten zählt Hausstaub, welcher oftmals mit bleihaltigen Farbpartikel versetzt ist, selbst 2019 noch zu den häufigsten Quellen für Bleivergiftungen bei Kindern in den USA (Alliance/EDF 1994; McCallum 2019). Bleihaltige Nahrungsbehälter, wie bleigelötete Dosen und Keramik mit bleihaltiger Glasur, geben besonders an saure Lebensmittel viel Blei ab. Es wird geschätzt, dass über 1/8 der menschlichen Nahrung aus solchen Nahrungsbehältern stammen (Adriano 2001).

Die Zirkulation von importiertem, recyceltem und gemischtem Blei hat dazu geführt, dass anthropogenes oftmals nicht lokales Blei die vor Ort natürlich vorkommende **geologische Bleisignatur** überlagert (Montgomery 2002). Besonders in der Auswertung der aus anthropologischen Materialien gewonnenen Bleiisotopen ist daher zu beachten, dass diese oftmals eher etwas über den Zugang zu bleihaltigen Materialien aussagen und somit vielmehr als Marker des individuellen Status angesehen werden sollten und weniger als geologische Marker (Montgomery 2002). Gerade im römischen Zeitalter wurden häufig Nahrungsbehältnisse mit einer Bleiglasur eingesetzt und es wurden Gefäße aus Bleikristall und Zubereitungstöpfe aus Blei verwendet. Weine und Speisen wurden aufgrund seines süßen Geschmacks gezielt mit Bleiacetat in Form eines in bleihaltigen Kesseln eingedickten Fruchtsafts (*sapa* und *defrutum*) versetzt (siehe Retief und Cilliers 2006). Gemeinsam mit der Nutzung der Bleirohre des römischen Wassersystems enthielten sowohl Nahrung als auch Trinkwasser infolge der Nutzung bleihaltiger Alltagsgegenstände erheblich hohe Bleikonzentrationen. Dieses zusätzliche ortsfremde Blei trug einen Großteil zu dem in Knochen und Zähnen eingebauten Blei bei und führte somit bereits vor tausend Jahren zu einer Überlagerung der geologischen natürlich vorkommenden Bleisignatur (Delile et al. 2014; Nriagu 1983).

C 2.5 Bleiisotopenanalysen

Die **Analyse** von Bleiisotopen erfolgt vorwiegend in der Detektion der Quellen von Umweltverschmutzungen und deren Veränderungen über die Zeit. Da Blei in der Atmosphäre aus einer komplexen Mischung aus sowohl anthropogenen als auch biogenen Bleiquellen besteht und über Raum und Zeit variiert, ist eine der größten Herausforderungen der Umweltgeochemie die Entwicklung von Methoden zur Rekonstruktion der sich verändernden Bleiquellen und ihrer Ablagerungsraten in terrestrischen und aquatischen Ökosystemen (Shotyk et al. 2015). Hierfür wird die Akkumulation atmosphärischen Niederschlags in verschiedenen Materialien, wie beispielsweise Schnee/Eis, Böden, Seesedimenten und Torfmooren, gemessen. Aber auch die Werte von Pflanzenarten, welche Blei vorwiegend aus atmosphärischem Niederschlag beziehen, werden analysiert. Darunter fallen beispielsweise Flechten und Moose (Cloquet et al. 2006). Solche Studien unterscheiden vorwiegend zwischen natürlich vorkommenden und durch Verschmutzung eingeführten Bleiquellen (siehe Chow und Patterson 1962; Hirao und Patterson 1974; Shirahata et al. 1980).

Der **Bleizyklus** wird noch immer untersucht, wobei sowohl natürliches als auch anthropogenes Blei in die Studien miteinbegriffen werden. So werden Isotopenanalysen von atmosphärischen Aerosolen und deren Niederschlag (Erel und Torrent 2010; Farmer et al. 2000; Hopper et al. 1991; Vinogradoff et al. 2005) sowie mögliche umweltverschmutzende Bleiquellen gemessen (Farmer et al. 2000; Keinonen 1992; Sugden et al. 1993). Auch die zeitliche Veränderung der Bleiisotopie in geschichteten Materialien wird analysiert, da in solchen einzelne Schichten unterschiedlichen Jahren zugeordnet werden können

(Abbildung 12). So wurden Torfe (Bindler et al. 1999; Cloy et al. 2005, 2008; Dunlap et al. 1999; Klaminder et al. 2003; Le Roux et al. 2004, 2005; MacKenzie et al. 1997; Shotyk et al. 1998), Eis (Hong et al. 1994; Rosman et al. 1997, 2000; Schwikowski et al. 2004), und Seesedimente (Brännvall et al. 1997, 1999, 2001; Farmer et al. 1996; Shirahata et al. 1980) auf ihre Bleiisotopen hin geprüft. Auch eine Quantifizierung von Blei und dessen Isotopen (Rosman et al. 1998; Steinnes et al. 2005) und Analysen des Bleizyklus in Böden, Flüssen, Vegetation und Säugetier wurden durchgeführt (Bacon et al. 1995; Bacon und Hewitt 2005; Bindler et al. 1999, 2004; Farmer et al. 2000, 2016; Graham et al. 2006; Klaminder et al. 2005, 2006; Steinnes et al. 2005; Zhou et al. 2018). Ein Abgleich mit altem botanischem Material aus Herbarien ist ebenfalls erfolgt (Bacon et al. 1996; Farmer et al. 2002; Klaminder et al. 2005; Weiss et al. 1999).

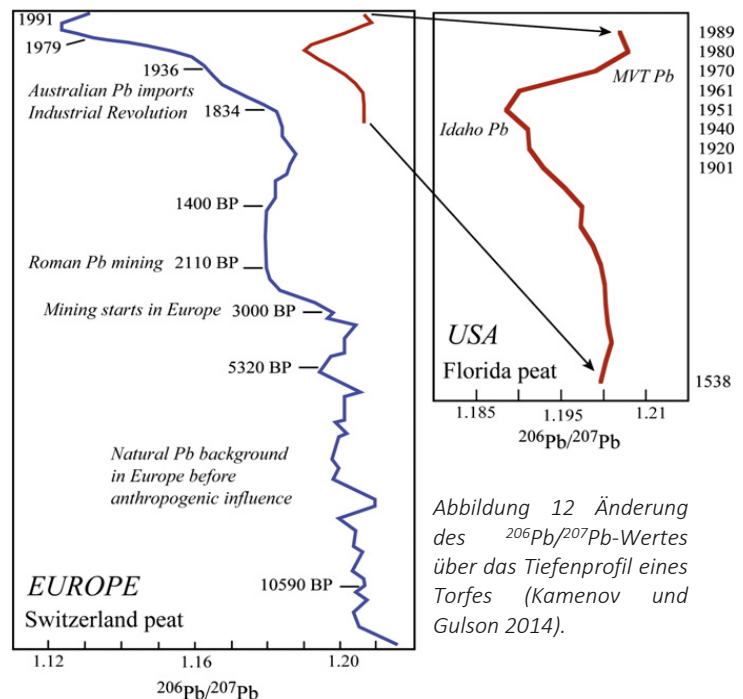


Abbildung 12 Änderung des $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ -Wertes über das Tiefenprofil eines Torfes (Kamenov und Gulson 2014).

Darüber hinaus beschäftigen sich viele Studien mit Blei als **hochtoxischem Stoff** in der menschlichen Umwelt und der Auswirkung auf Individuen, die diesem ausgesetzt waren. So wurden diverse Studien für die Identifizierung und Charakterisierung von Bleiquellen in menschlichen Exponierungs- und Vergiftungsfällen (Gulson 1996; Gulson et al. 1994, 1995; Gulson und Gillings 1997; Gulson und Wilson 1994; Rabinowitz 1987; Yaffe et al. 1983) sowie die Bewertung der Verteilung und Konzentration von bleihaltigen Altlasten durchgeführt (Delves und Campbell 1993; Farmer et al. 1994; Keinonen 1992).

Aber auch in der **Herkunftsanalyse** findet die Bleiisotopenanalyse mittlerweile Applikation (Kamenov und Gulson 2014). Wie die Strontiumisotopenanalyse wird auch die Bleiisotopenanalyse sowohl an rezenten als auch an archäologischen Materialien durchgeführt. Dass eine Bleiisotopie selbst in der heutigen Zeit mit all den anthropogenen globalen Bleiquellen für die Einschränkung der Herkunft verwendet werden kann, haben Gulson et al. (1997a) an forensischem Material bewiesen. Aber auch archäologisches Zahn- und Knochenmaterial von Meeressäugern (Molleson et al. 1986; Outridge et al. 1997; Smith et al. 1990) und Menschen (Carlson 1996; Dudás et al. 2016; Ghazi 1994; Ghazi et al. 1994; Killgrove und Montgomery 2016; Kowal et al. 1989; Vautour et al. 2015; Yoshinaga et al. 1998) wurden bereits erfolgreich analysiert. Neben diesen werden Bleiisotopenanalysen seit langem in der Herkunftsbestimmung bleihaltiger menschengefertigter Utensilien, wie Silbermünzen und Mahlsteinen, verwendet (Gluhak 2010; Gentner et al. 1978).

Allgemein lässt sich die Bleiisotopie von Umweltproben und somit auch die der lokalen Säugetier auf eine der vier folgenden Quellen zurückführen: geochemischer Hintergrund, anthropogene Emissionen (industriell oder aus Autoabgasen), Freisetzungen metallurgischer Abbauprozesse (vorwiegend Uran) sowie auf eine Mischung der drei genannten Quellen. Daher können Bleiisotopenanalysen außerdem als potenzielle Wegweiser der **Metallurgie** verwendet werden und finden auch in archäometallurgischen Fragestellungen Anwendung (siehe Cuvier et al. 2016).

C 3 Sauerstoff

C 3.1 Sauerstoff als Element

Sauerstoff wurde erstmals in den 70er Jahren des 18. Jahrhunderts parallel von den Wissenschaftlern Carl Wilhelm Scheele und Joseph Priestley durch die Untersuchung von Verbrennungsvorgängen **entdeckt** (Air Liquide 2016).

Als häufigstes Element auf unserem Planeten ist Sauerstoff **allgegenwärtig**. Es besitzt das Elementsymbol O, kommt in zahlreichen Verbindungen sowohl in fester, flüssiger als auch gasförmiger Form vor und besitzt eine Ladung von -2 . Die häufigsten Formen von Sauerstoff stellen dessen elementare Form als zweiatomiges, gasförmiges Molekül (O_2) und die flüssige Form als Wassermolekül (H_2O) dar. Sauerstoff ist ein farbloses, chalkogenes Nichtmetall. Als ein solches ist es erzbildend, wobei es mit Metallen reagiert. Sauerstoff stellt einen wesentlichen Teil der Erdkruste und des Erdmantels dar, wobei es in Form von Oxiden und deren Salzen in fast allen Mineralen und Gesteinen vorkommt. Als sehr reaktionsfreudiges Element bildet Sauerstoff diverse Verbindungen und ist ein wesentlicher Bestandteil von Redoxreaktionen (Air Liquide 2016).

Wie in den vorausgehenden Abschnitten bereits erwähnt, spielen Wasser und der gediegene Sauerstoff der Atemluft in Biosystemen eine der essenziellsten Rollen überhaupt und stellen somit eine Grundvoraussetzung für aerobes Leben dar. Elementarer Sauerstoff unterliegt einem **Fließgleichgewicht** im biologischen Organismus, wodurch dessen Konzentration in der Atmosphäre konstant bleibt. Dabei bilden Cyanobakterien, Algen und Pflanzen durch die Photosynthesereaktion stetig Sauerstoff aus Wasser, Licht und CO_2 . Dieser Sauerstoff wird während der Zellatmung aerober Organismen zurück zu CO_2 reduziert.

Es gibt drei natürlich vorkommende **Sauerstoffisotope**. Diese treten in unterschiedlichen Häufigkeiten auf. Das Isotop ^{16}O macht 99,755 %, das Isotop ^{17}O 0,039 % und das Isotop ^{18}O 0,206 % des Gesamtsauerstoffs aus (Rundel et al. 1989; Schoeller 1999). Alle drei Isotope sind stabil. Untersucht man die Häufigkeit der Sauerstoffisotope im Verhältnis zueinander, so werden in den meisten Studien das Vorkommen des Isotops ^{18}O zu dem des Isotops ^{16}O gemessen. Im Gegensatz zu Isotopenverhältnissen, welche das eher selten auftretende Isotop ^{17}O beinhalten, ist dieses Verhältnis besonders gut messbar, da diese beiden Isotope den größtmöglichen Massenunterschied zueinander besitzen und beide in gut analysierbaren Konzentrationen auftreten.

Aufgrund der sehr kleinen Zahlen, welche durch das Verhältnis von etwa 1 zu 500 entstehen, wurde die Darstellung des Isotopenverhältnissen in der **δ -Notation** nach McKinney et al. (1950) etabliert (Ambrose 1993). Dabei wird das Verhältnis des schweren Isotops zum leichten Isotop (R) der Probe auf das Isotopenverhältnis eines Standards bezogen:

$$\delta[‰] = \left(\frac{R_{\text{Probe}}}{R_{\text{Standard}}} - 1 \right) \times 1000$$

Positive δ -Werte besitzen dementsprechend Proben, welche mehr schwere Isotope als der herangezogene Standard enthalten. Negative δ -Werte besitzen im Vergleich mit dem Standard ^{18}O -ärmere Proben. Als international anerkannter Standard wird der **V-SMOW** (Vienna Standard Mean Ocean Water) verwendet. Dieser besitzt ein $^{18}O/^{16}O$ -Verhältnis von $(2005,20 \pm 0,45) \cdot 10^{-6}$ (Baertschi 1976; Coplen et al. 1996).

C 3.2 $\delta^{18}\text{O}$ im hydrologischen Kreislauf

Mit einem Elementgewicht zwischen 16 und 18 u besitzt Sauerstoff eine Masse, welche deutlich unter 50 u liegt. Dementsprechend sind die Unterschiede zwischen den verschiedenen Isotopen so groß, dass diese signifikanten **Fraktionierungsprozessen** unterliegen (siehe Anfang Kapitel IC).

Bereits sechs Jahre nach der Entdeckung der Isotopenfraktionierung bei Phasenübergängen und (bio)chemischen Reaktionen im Jahr 1947 durch Harold Urey, wurde 1953 von Friedman eine Konzentrationsänderung des ^{18}O -Isotops in Zusammenhang mit Wassermolekülen beobachtet. Dass das Verhältnis von Sauerstoffisotopen im **hydrologischen Kreislauf** modelliert werden kann, da es einer linearen Regression unterliegt, wurde 1961 festgestellt (Craig 1961). Die Fraktionierung von Sauerstoffisotopen läuft vorwiegend im Wasserkreislauf ab (siehe Kapitel IB 3.1). Dagegen ist der $\delta^{18}\text{O}$ -Wert atmosphärischen Sauerstoffs und das mit diesem im Gleichgewicht stehende, in Wasser gelöste O_2 weltweit relativ konstant, mit Werten um die 23,5 ‰ bis 24,2 ‰ (Fry 2006; Kroopnick und Craig 1972).

Innerhalb des Wasserkreislaufs tritt eine Isotopentrennung während der **Verdunstung** von Wasser auf. Dabei kommt es durch zwei Prozesse zur Fraktionierung im Zuge des Phasenwechsels – durch die Gleichgewichtstrennung und die kinetische Trennung. Der Dampfdruck von schweren Molekülen ist etwas geringer als der von Molekülen mit leichteren Isotopen und auch deren Diffusionsdruck ist kleiner, wodurch der Transferwiderstand in das neue Medium für schwere Moleküle größer ist (Roedel und Wagner 2011). Es verdampfen dementsprechend mehr leichte als schwere Isotope. Als größtes Oberflächenwasser findet an der Wasseroberfläche der Ozeane eine stete Verdampfung von Wasser statt. Diese hat zur Folge, dass Meerwasser einer globalen Anreicherung mit schweren Sauerstoffisotopen unterliegt (Baertschi 1976; Hobson 1999). Die genaue Evaporationsrate der verschiedenen Isotope an einer Wasseroberfläche ist dabei von der Temperatur der Atmosphäre und von deren relativer Feuchtigkeit abhängig (Van Der Straaten und Mook 1983).

Auch während der nachfolgenden **Kondensationsprozesse** des atmosphärischen Wasserdampfs findet eine Fraktionierung statt. Diese wird global durch drei charakteristische Fraktionierungseffekte (Kontinental-, Breitengrad- und Höheneffekt) beeinflusst, welche vorhersagbar und modellierbar sind und zu einer spezifischen Verteilung des $\delta^{18}\text{O}$ -Wertes im globalen Wasserkreislauf und in Niederschlagswasser führen (siehe Abbildung 13).

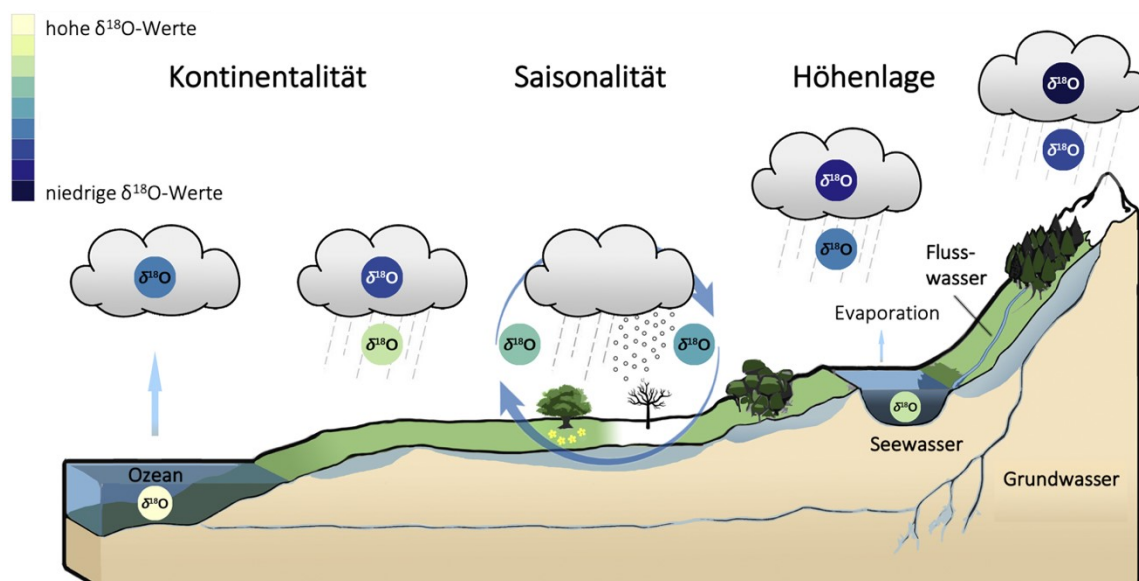


Abbildung 13 Verteilung der $\delta^{18}\text{O}$ -Werte innerhalb des globalen hydrologischen Kreislaufes (übersetzt aus Pederzani und Britton 2019).

Der $\delta^{18}\text{O}$ -Wert des meteorischen Wassers ist dabei von der geografischen Lage und dem vor Ort herrschendem Klima abhängig (Chenery et al. 2012) als auch von dem zurückgelegten Weg der Luftmassen von der Wasserquelle des Evaporats bis hin zu dem Ort des Abregnens. Daher kommt es an Orten, an welchen diese Faktoren voneinander abweichen, zu signifikanten Unterschieden in den Isotopenverhältnissen lokalen **Niederschlagswassers** (IAEA/WMO 2011). Orte mit vergleichbaren Lagebedingungen weisen hingegen ähnliche $\delta^{18}\text{O}$ -Werte im Niederschlag auf (Bowen und Wilkinson 2002). Auf die drei Fraktionierungseffekte, welche den $\delta^{18}\text{O}$ -Wert des lokalen Niederschlagswassers signifikant formen und von entscheidenden Standortbedingungen abhängig sind, wird im Folgenden kurz eingegangen.

Der sogenannte **Kontinentaleffekt** beschreibt die Tatsache, dass der $\delta^{18}\text{O}$ -Wert in Niederschlagswasser mit zunehmender Entfernung von der Küste immer weiter absinkt (Dansgaard 1964; Rozanski et al. 1993). Dies ist darauf zurückzuführen, dass schwere Wassermoleküle bevorzugt in der flüssigen Phase vorliegen (Araguás-Araguás et al. 2000), wodurch es zu einem frühzeitigen Abregnen dieser aus der Atmosphäre kommt. Je weiter sich eine Luftmasse von der ozeanischen Wasserquelle entfernt, desto mehr reichern sich daher leichte ^{16}O -Isotope in der verbleibenden Dampfmasse an (Gat 1996). In Europa wird die mittlere Änderung des Deltawertes des meteorischen Wassers auf $-2,0\text{‰}$ pro 1 000 km geschätzt (Rozanski et al. 1992). Es gibt jedoch eine Reihe von Faktoren, welche den räumlichen Isotopengradienten entlang der Kontinente beeinflusst, wodurch dieser über verschiedenen geografischen Gebieten unterschiedlich stark ausgeprägt sein kann (Ingraham und Taylor 1991; Liu et al. 2010, 2013; Rozanski et al. 1993; Vachon et al. 2010).

Ein Beispiel hierfür ist der **Breitengradeffekt**. Dieser beruht auf dem Einfluss der Kondensationstemperatur auf die Stärke der Ausprägung der Isotopenfraktionierung (Horita und Wesolowski 1994). Dabei scheint der $\delta^{18}\text{O}$ -Wert des meteorischen Wassers stark mit der Lufttemperatur zu korrelieren, wobei wärmere Orte eine höhere Anzahl an ^{18}O -Isotopen besitzen (Dansgaard 1964; Rozanski et al. 1993). Da die Temperatur eines Ortes global gesehen mit dessen geografischer Breite und somit seiner Nähe zum Äquator eingestuft werden kann, wird dieser temperaturbasierte Effekt auch Breitengradeffekt genannt (Humer et al. 1995). In Europa kommt es bei einem Temperaturunterschied von $+1\text{ °C}$ durch eine Anreicherung des schweren ^{18}O -Isotops zu einer Erhöhung des meteorischen $\delta^{18}\text{O}$ -Wertes um $0,695\text{‰}$ (Rozanski et al. 1992). Neben dem Breitengrad eines Ortes führen auch lokale Temperaturschwankungen zu Unterschieden und somit saisonalen Schwankungen im $\delta^{18}\text{O}$ -Wert eines Ortes (Araguás-Araguás et al. 2000).

Zusätzlich zu dem Abstand zur Küstenregion und dem Breitengradeffekt, spielt auch die Höhenlage eines Ortes sowie orografische Gebirgsbarrieren auf dem Weg der Luftmassen hin zum Zielort, eine entscheidende Rolle. Wie bei dem Breitengradeffekt ist der treibende Faktor des **Höheneffekts** die Temperatur. Diese sinkt mit steigender Höhenlage, wodurch es vermehrt zu einem ^{18}O -reichen Niederschlag kommt (Araguás-Araguás et al. 2000; Hummer et al. 1995; Marshall et al. 2007). Da in höheren Lagen allgemein die Niederschlagsmenge steigt, sind die verbleibenden Luftmassen im Verhältnis besonders ^{16}O -reich. Die Regression des meteorischen $\delta^{18}\text{O}$ -Wertes mit der Höhenlage eines Ortes kann allerdings sehr ortsspezifisch ausfallen, da hier z. B. Windschatten und Ähnliches mithineinspielen (Humer et al. 1995). In den Europäischen Alpen sinkt der $\delta^{18}\text{O}$ -Wert in Regenwasser um $0,34\text{‰}$ bei einem Aufstieg von 100 Höhenmetern linear bis zu einer Höhe von 2000 m ü.NN. (Kern et al. 2014).

Mittlerweile existieren viele Daten von Niederschlagswerten, welche neben Einzelstudien aus kontinuierlich an meteorischen **Messstationen** entnommenen Proben stammen und in Datenbanken, wie beispielsweise dem globalen Netzwerk der Isotope im Niederschlag zusammengefasst archiviert vorliegen (GNIP nach IAEA/WMO 2011).

Die Kenntnis der drei Fraktionierungseffekte ermöglicht zudem eine **Modellierung** der vor Ort zu erwartenden $\delta^{18}\text{O}$ -Signatur des meteorischen Wassers (z. B. OIPC: www.waterisotopes.org). Da es nicht für alle Standorte Messdaten gibt (Ben-David und Flaherty 2012), ist dies bei der Verwendung der $\delta^{18}\text{O}$ -Analyse in der Herkunftsanalyse ein entscheidender Faktor, welcher genutzt werden kann, um einen lokalen Erwartungswert zu erstellen. Dabei ist jedoch immer zu beachten, dass es sich bei den modellierten Daten lediglich um Proxydaten handelt, welche auf Extrapolationen einer begrenzten Anzahl von hydrologischen Daten beruhen. Es gibt eine Reihe an Faktoren, die für eine präzise Modellierung der lokalen $\delta^{18}\text{O}$ -Signatur in Niederschlagswasser berücksichtigt werden müssen. Einerseits können einfache meteorische Wasserlinien erstellt werden, welche für unterschiedliche Verdampfungs- und Kondensationsbedingungen gelten und auf Faktoren wie der Temperatur und der Luftfeuchtigkeit beruhen (Darling und Armannsson 1989; Gat 1980; Sakai und Matsubaya 1977; Senturk et al. 1970). Andererseits sollten zusätzlich zu diesen Verdunstungsprozesse über kontinentalen Flächen und somit die Rückführung von kondensierten Wassermolekülen in die Gasphase nicht vernachlässigt werden (Gat 1996; Ingraham und Taylor 1991; Liu et al. 2010).

Lokale Variationen des $\delta^{18}\text{O}$ -Wertes in **Niederschlagswasser** sind auf verschiedene Herkunftsorte der Luftmassen sowie saisonale, zwischenjährliche und dekadisch auftretende Wetterlagen zurückzuführen (Lawrence und White 1991; Mazor 2004). In Sommermonaten treten aufgrund saisonal höherer Lufttemperaturen beispielweise höhere $\delta^{18}\text{O}$ -Werte auf als in Wintermonaten (Kendall und Doctor 2005). Dabei korrelieren extreme $\delta^{18}\text{O}$ -Werte mit kleinen Niederschlagsmengen (Rodgers et al. 2005). Auch $\delta^{18}\text{O}$ -Schwankung zwischen verschiedenen Sturmevents können Größenordnungen intersaisonaler Differenzen aufweisen, mit einem Unterschied von bis zu 20 ‰ (Kendall und Doctor 2005).

Meteorisches Wasser, welches die gesättigte Zone eines Aquifers erreicht, bildet den Grundwasserkörper. Daher ist dessen Sauerstoffisotopie direkt mit der des Niederschlags verbunden (Clark und Fritz 1997; Gat 1971; Perry et al. 1980; Senturk et al. 1970). Besonders tief gelegene Grundwässer, deren Wasser oftmals vor Tausenden von Jahren aufgeladen wurden und in deren Tiefe selten neues Wasser eindringt, können daher als Repräsentanten vergangener Klimatalagen herangezogen werden (siehe Kendall und Doctor 2005). Dabei ist jedoch zu beachten, dass der $\delta^{18}\text{O}$ -Wert des Niederschlagswassers während seiner Abwärtsbewegung durch den Boden leichten Veränderungen unterliegen kann. So kann es durch die Evaporation von Wasser im Laufe der Infiltration und der damit einhergehenden Fraktionierung der Sauerstoffisotope zu einer Anreicherung der schweren ^{18}O -Isotope im Sickerwasser kommen. Austauschreaktionen mit der Oberfläche von Boden- und Aquiferkomponenten, Wechselwirkungen mit atmosphärischem Dampf sowie ein Beitrag weiterer Wasserquellen können zudem weitere Abweichungen des $\delta^{18}\text{O}$ -Wertes des Grundwassers vom Niederschlagswasser verursachen (Gat 1971; Gat und Dansgaard 1972; Gat und Tzur 1967; Kennedy et al. 1986). Hinzu kommt, dass sich zum einen auch die Wassermasse unterschiedlicher Regenevents unterscheidet, zum anderen die Umgebungstemperatur variieren kann und, je nachdem wie feucht der Boden bereits ist, unterschiedlich viel Wasser bis in das Aquifer vordringt. Selbst flaches **Grundwasser** mit schnellen Rechargezyklen besitzt daher oft nicht den exakten mittleren $\delta^{18}\text{O}$ -Wert der, aus den während der mittleren Auffüllzeit gefallenen, Niederschlagsmassen. So können Starkregen und Schneeschmelze zu einem selektiven Wiederaufladen und somit einer Überrepräsentation einzelner Niederschlagsereignisse führen. Andererseits kann von der Oberflächenvegetation abgefangener Niederschlag einen Ausfall des Aufladeereignisses bedingen (Kendall und Doctor 2005). Einmal im Grundwasserkörper angekommen, bleibt die $\delta^{18}\text{O}$ -Signatur eines Wassers bei normaler Temperatur konstant (Yeh et al. 2011).

C 3.3 Sauerstoffisotope in der Wissenschaft

Durch die von der lokalen Geographie und dem Klima abhängige und für diese charakteristische Verteilung des $\delta^{18}\text{O}$ -Werts im **hydrologischen Kreislauf** kann die Analyse des $\delta^{18}\text{O}$ -Werts sowohl für die Untersuchung von hydrologischen Prozessen und der Herkunft von Wasserquellen als auch in der Rekonstruktion von historischen Klimaverhältnissen herangezogen werden (Araguás-Araguás et al. 2000). In solchen Studien dienen Sauerstoffisotope aus Wasserproben als Tracer, welche zu einem Verständnisgewinn von hydrogeologischen Prozessen, wie beispielsweise Niederschlag, Grundwasserneubildung, Grundwasser-Oberflächenwasser-Wechselwirkungen und Beckenhydrologie, beitragen (Blasch und Bryson 2007; Clark und Fritz 1997; Deshpande et al. 2003; Gammons et al. 2006; Gat 1996; Gibson et al. 2005; Kumar et al. 2008; Li et al. 2008; Palmer et al. 2007; Vandenschrick et al. 2002).

Durch den Einbau von aus dem meteorischen Wasser stammenden Sauerstoffmolekülen in biologische Materialien, wie z. B. Holz und Säugetierknochen, weisen auch diese eine für die Lokalität typische $\delta^{18}\text{O}$ -Signatur auf. Diese kann in der Identifizierung von nicht lokalen Individuen und in der Bestimmung der Herkunft dieser von Nutzen sein (Ben-David und Flaherty 2012). $\delta^{18}\text{O}$ -Analysen erstrecken sich neben hydrologischen Untersuchungen daher über eine Anzahl von Analysen an **biogenen Materialien**, von pflanzlichen Jahresringen (Mayr et al. 2003) über Wasserpflanzenresten (Zhu et al. 2014) hin zu Mikrofossilien (Heyng et al. 2015; Schöll-Barna et al. 2012) und, im Zusammenhang dieser Arbeit von besonderem Interesse, archäologischen und paläontologischen Wirbeltierüberresten (Bentley und Knipper 2005; D'Angela und Longinelli 1993; Drucker et al. 2011; Grupe et al. 1997; Iacumin et al. 1996; Schoeninger und Moore 1992; Toncala et al. 2017). Anthropologische $\delta^{18}\text{O}$ -Analysen liefern dabei Information über ökogeografische Umweltparameter von Mensch und Tier und geben Auskunft über paläoklimatische Dynamiken. Da Sauerstoff in vielen biologischen Materialien vorkommt und eingebaut wird, können verschiedenste Gewebemoleküle für die Isotopenanalyse herangezogen werden – von Knochenkollagen, -phosphat und -karbonat bis hin zu Haaren, Haut und Fleisch (Iacumin et al. 1996; van Dam und Reichart 2009; Luz und Kolodny 1985; Tuross et al. 2008; Podlesak et al. 2008; Ehleringer et al. 2007).

C 3.3.1 $\delta^{18}\text{O}$ -Signaturen in Säugetiergeweben

Basierend auf den Erkenntnissen von Longinelli und Nuti (1973), welche einen Zusammenhang zwischen $\delta^{18}\text{O}$ -Werten archäologischer Überreste, meteorischem Wasser und der Umgebungstemperatur feststellen konnten, wird die Analyse von Sauerstoffisotopen aus archäologischen Überresten in der paläoklimatischen Rekonstruktion verwendet (für Beispiele siehe Grupe et al. 2017 oder Pederzani und Britton 2019). Seit Anfang der 1990er Jahre und mit zunehmender Beliebtheit wird dieser Zusammenhang genutzt, um das **Migrationsverhalten** von Mensch und Tier zu untersuchen (Schwarcz und Schoeninger 1991).

Eine der Hauptvoraussetzungen für die Anwendbarkeit von $\delta^{18}\text{O}$ -Werten aus tierischen Geweben in der Herkunftsanalyse stellt dabei die Aufrechterhaltung des direkten Bezugs zum lokalen $\delta^{18}\text{O}$ -Wert des meteorischen Wassers in dem untersuchten Gewebetyp dar, auf welcher die Differenz der Isotopen von Individuen verschiedener Herkunft basiert (Lightfoot und O'Connell 2016). Wie auch im hydrologischen Oberflächenwasserzyklus findet innerhalb eines Organismus eine **Isotopenfraktionierung** statt. Diese wird sowohl von äußeren geografischen und klimatischen Faktoren wie Temperatur, Höhe, Luftfeuchtigkeit und Kontinentalität des Fundortes beeinflusst als auch von intrinsischen Faktoren (Bryant und Froelich 1995; Dansgaard 1964; Hedges et al. 2006; Luz et al. 1984; Schoeller 1999). Bei der Interpretation der aus biologischen Materialien gewonnenen $\delta^{18}\text{O}$ -Werte ist daher zu beachten, dass diese nicht den in den Organismus aufgenommenen $\delta^{18}\text{O}$ -Signaturen entsprechen. Das Ausmaß der körperinternen Fraktionierung ist aufgrund intrinsischer Faktoren, wie beispielsweise Ernährung, Stoffwechsel, Körpergröße und Wärmeverlustmechanismen, von Individuum zu Individuum in einem bestimmten Maß variabel und führt auch interspezifisch zu signifikanten Unterschieden in der Fraktionierung (Bryant und Froelich 1995; Kohn 1996; Kohn et al. 1996).

In archäologischen Studien ist das zur Analyse herangezogene Gewebe aufgrund der Verfügbarkeit des Materials meist auf Bioapatit aus Knochen und Zähnen begrenzt (Lightfoot und O'Connell 2016). Der Sauerstoff stammt dabei entweder aus der **Phosphat**- oder der Karbonatfraktion. Beide Komponenten können gemessen werden, unterscheiden sich jedoch untereinander auch innerhalb derselben Gewebeprobe um etwa 8 bis 12 ‰ (für Einzelstudiennachweise siehe Pederzani und Britton 2019). Da der $\delta^{18}\text{O}$ -Wert des Phosphats aufgrund seiner festeren Bindung zuverlässiger ist als der des Karbonats (Lee-Thorp 2002), wird diese Bioapatitfraktion meist bevorzugt verwendet. Der Sauerstoff des Bioapatits stammt aus dem Körperwasser, wodurch ein direkter Zusammenhang zwischen den $\delta^{18}\text{O}$ -Werten von Körperwasser, Phosphat und Karbonat besteht (Chenery et al. 2012). Der Sauerstoffaustausch am Bioapatit wird von ATPasen katalysiert (Faller und Elgavish 1984). Beim Einbau von Sauerstoff in die Phosphatfraktion kommt es zu einer Fraktionierung der Faktorstärke α von um die 1,021 (Longinelli 1984; Meier-Augenstein 2010).

Allgemein stehen alle $\delta^{18}\text{O}$ -Signaturen eines Säugetierorgans in direkter Verbindung mit dem innerhalb des **Körperwassers** vorliegenden Sauerstoffpools, weshalb die Sauerstoffisotopensignatur des Körperwassers von entscheidender Bedeutung ist (Chenery et al. 2012). Die $\delta^{18}\text{O}$ -Signatur des Körperwassers ist wiederum abhängig von den $\delta^{18}\text{O}$ -Werten der aufgenommenen Sauerstoffverbindungen, den Quellenanteilen, und der Isotopenfraktionierung, welche während der Sauerstoffaufnahme und -abgabe auftritt (Bowen et al. 2009; Bryant und Froelich 1995; Kohn 1996; Podlesak et al. 2008).

Die **Aufnahme von Sauerstoff** in den Körper und somit in das Körperwasser erfolgt in Form der folgenden drei Verbindungen: eingeatmeter atmosphärischer Sauerstoff (O_2), in der Nahrung gebundener Sauerstoff (in Form von metabolischem CO_2 und H_2O) und Wassermoleküle (H_2O). Das Wasser wird dabei sowohl durch Trinkwasser und Einatmung von Wasserdampf als auch in Form von in Nahrungskomponenten gebundenem Wasser in den Körper aufgenommen. Innerhalb des Körpers werden alle Sauerstoffatome im intrinsischen Wasserpool gemischt. Die Abgabe von überschüssigen Sauerstoffatomen aus dem Körperwasser erfolgt in Form von flüssigem und gasförmigem Wasser sowie Kohlenstoffdioxid über die Emission von Urin, Fäkalien, Schweiß und Atemluft (Luz und Kolodny 1985; siehe Abbildung 14).

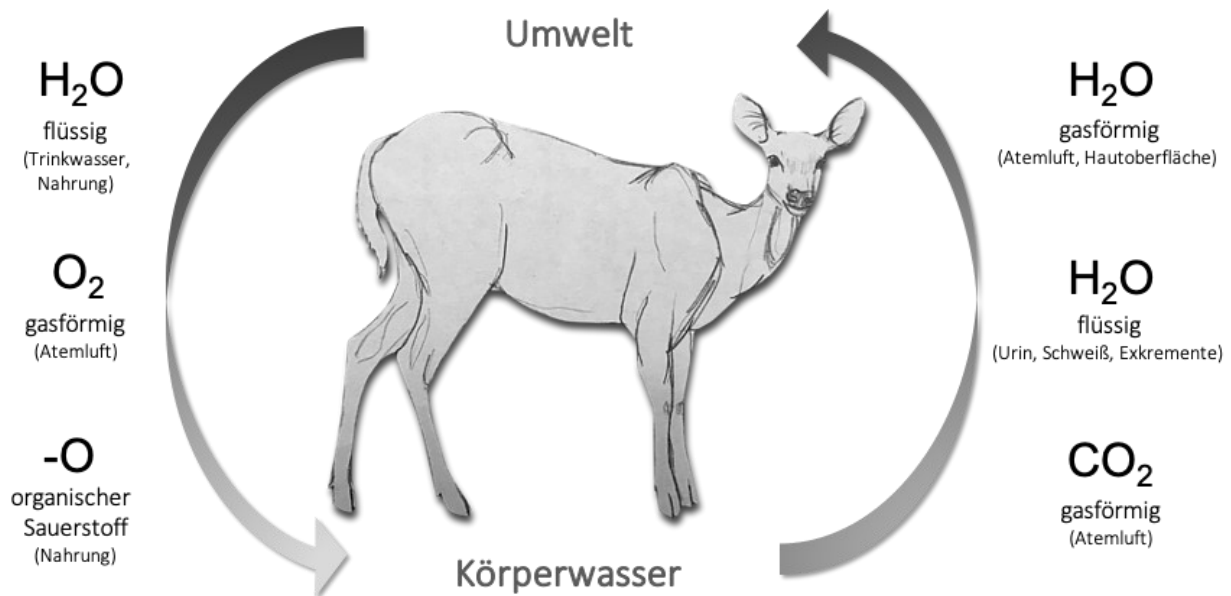


Abbildung 14 Quellen des Sauerstoffs im Körperwasser eines Säugetiers und dessen Emissionswege.

Fraktionierungsprozesse, welche zu einer Differenz im $\delta^{18}O$ -Wert des Körperwassers im Vergleich zu dessen Sauerstoffquellen führen, können prinzipiell während aller Sauerstoffaufnahme- und Abgabegeschehen auftreten. Die Höhe der **körperinternen Fraktionierungseffekte** der Sauerstoffisotope kann innerhalb eines Säugetierkörpers als konstant angesehen werden, da diese aufgrund ihrer Homöothermie eine konstante, von Schwankungen der Außentemperatur unabhängige, Körpertemperatur von $37 \pm 2^\circ C$ besitzen (Longinelli 1984). Während der Absorption und Abgabe von flüssigen Wassermolekülen, sei es über Trinkwasser, Urin, Exkremente oder Schweiß, tritt keine signifikante Fraktionierung auf, sodass das Körperwasser einen mit diesen vergleichbaren $\delta^{18}O$ -Wert besitzt. Die Abgabe von Wasserdampf führt hingegen zu einer Fraktionierung und ist an der Hautoberfläche und dem Lungengewebe unterschiedlich groß (-19‰ bis -24‰ und -8‰). Auch ausgeatmeter Sauerstoff in Form von gasförmigen Kohlenstoffdioxid unterliegt einer Fraktionierung (in etwa $+38\text{‰}$). Eingeatmeter Sauerstoff, welcher durch das Lungengewebe diffundiert und im Blut an Erythrozyten gebunden wird, erfährt eine Fraktionierung von -2 bis -9‰ . Dabei treten mehr leichte ^{16}O -Isotope in das Gewebe über als schwere. Die genaue Differenz zwischen den $\delta^{18}O$ -Werten des Luftsauerstoffs und des an Erythrozyten gebundenen Sauerstoffs scheint von der Diffusionsrate und der Bildungsrate von Oxyhämoglobin abhängig zu sein. Menge und Geschwindigkeit der Bindung von Sauerstoff an das in Erythrozyten liegende Hämoglobin variiert mit der physikalischen Aktivität eines Individuums und der Anzahl der Erythrozyten selbst (siehe Bryant und Froelich 1995). Organisch gebundener Sauerstoff aus der Nahrung kann zudem auch Sauerstoffatome mit dem Umgebungswasser austauschen. Dabei kommt es über verschiedene biochemische Prozesse zu verbindungstypischen Fraktionierungsraten. Die drei funktio-

nellen Gruppen, Hydroxylgruppen, Carbonamidgruppen und die Estergruppe der Triglyceride, besitzen beispielsweise Δ -Werte in Höhe von $+7 \pm 1 \text{ ‰}$, $+22 \text{ ‰}$ und $+28 \text{ ‰}$ (Krivachy et al. 2015; Schmidt et al. 2001). Besonders die Oxidation von Kohlenhydraten, Fetten und Proteinen ist hier von wesentlicher Bedeutung (Bryant und Froelich 1995).

Da die Fraktionierungshöhen der verschiedenen Nahrungskomponenten so unterschiedlich ausfallen, ist der Anteil von Kohlenhydraten, Proteinen und Fetten in der Nahrung für den $\delta^{18}\text{O}$ -Wert des Körperwassers entscheidend. Diese und auch der Anteil der verdaubaren Nahrungsbestandteile besitzen wiederum eine **Speziesspezifität**. Die Stärke der verschiedenen Sauerstoffströme und auch die Fraktionierungsrate des Sauerstoffs beeinflussen die $\delta^{18}\text{O}$ -Signatur des intrinsischen Wassers und werden von Ernährung, Thermoregulation, Körpergröße und Metabolismus als auch von Verhaltens- und Lebensweisen bestimmt (Abeni et al. 2015; Bryant und Froelich 1995; Koch 2007; Kohn 1996; Krivachy et al. 2015; Luz et al. 1984). Auch innerhalb einer Spezies kommt es durch Unterschiede in der Aktivität der Individuen sowie Stoffwechselraten, Krankheiten und abweichende Verhaltensweisen, wie beispielsweise Rauchen, zu einer Variabilität in der Fraktionierungsrate (Epstein und Zeiri 1988; O'Grady et al. 2010; Reitsema und Crews 2011; Widory 2004; Zanconato et al. 1992).

Trotz der Fraktionierungsvorgänge und der weiteren Sauerstoffquellen besteht eine signifikante Korrelation zwischen der $\delta^{18}\text{O}$ -Signatur des Trinkwassers und der des Körperwassers (Bryant et al. 1996; Chenery et al. 2012). In der Anwendung von $\delta^{18}\text{O}$ -Analysen an tierischem Material wird daher die $\delta^{18}\text{O}$ -Signatur lokaler Wasserquellen, vorwiegend meteorischen Wassers, als **lokale Referenz** herangezogen. Dabei ist zu beachten, dass es im Säugetier zu einer mittleren Erhöhung des $\delta^{18}\text{O}$ -Wertes des Körperwassers gegenüber dem Trinkwasser von $3 \pm 1 \text{ ‰}$ kommt (Krivachy et al. 2015). Zwar ist das Ausmaß des Einflusses anderer Sauerstoffquellen immer noch nicht vollständig verstanden (Fry 2006), doch macht Trinkwasser zusammen mit dem in der Nahrung gebundenem Wasser über 50 % des Gesamtsauerstoffeintrags aus (Bryant und Froelich 1995; Kohn 1996; Podlesak et al. 2008). Mit zunehmender Körpergröße nimmt die Beitragsmenge von Sauerstoff aus Trinkwasser im Körperwasser zu, da einerseits eine größere Menge an Trinkwasser aufgenommen wird und andererseits die Menge produzierten metabolischen Wassers abnimmt (Bryant und Froelich 1995). Gerade in großen Säugetieren, welche oftmals auch obligate Trinker sind, sind daher deutliche lineare Korrelationen zwischen den $\delta^{18}\text{O}$ -Werten intrinsischen Wassers und lokaler Wasserquellen nachweisbar. Der Sauerstoffbeitrag anderer Quellen ist in diesen nur geringfügig (Ehleringer et al. 2010; Longinelli 1984; Luz et al. 1984).

Durch die Beziehung zwischen Knochenphosphat, Körperwasser und lokalem Umweltwasser, konnte mehrfach für diverse Spezies eine direkte Korrelation zwischen den $\delta^{18}\text{O}$ -Werten des Phosphats und des Trinkwassers nachgewiesen werden (Bryant et al. 1994; D'Angela und Longinelli 1990; Longinelli 1984; Luz und Kolodny 1985). Von dieser Beziehung wird bei der Herkunftsanalyse von Säugetieren Gebrauch gemacht. Dabei werden **speziesspezifische lineare Regressionsgeraden** zwischen dem $\delta^{18}\text{O}_{\text{Phosphat}}$ und dem Trinkwasserwerten verwendet, um die Isotopensignatur des Säugetiergewebes direkt mit dem lokal verfügbaren Wasser vergleichen zu können.

C 3.3.2 $\delta^{18}\text{O}$ in Pflanzen

Sauerstoffisotopenanalysen an pflanzlichen Geweben werden in den folgenden Bereichen angewendet: ökophysiologische Studien zur Regulierung des Wasserverlustes von Pflanzen (speziesspezifische und umweltbedingte Wasserstressreaktionen), Wassernutzungseffizienz und Ernteerträge im Rahmen der Pflanzenzüchtung sowie in Herkunftsanalysen von Pflanzengeweben. Auch in der **paläoklimatischen Rekonstruktion** werden Sauerstoffisotope herangezogen. Bereits seit Mitte der 1940er Jahre dienen Sauerstoffisotopenanalysen als Temperaturreferenz vergangener Jahre. Dabei liefern $\delta^{18}\text{O}$ -Werte aus pflanzlichen Jahresringen Informationen zum meteorischen Wasser und somit der lokalen Temperatur und der relativen Luftfeuchtigkeit (Barbour 2007; Edwards und Fritz 1986; Libby et al. 1976; Maxwell et al. 2018). Neben typischen Vollholz- und Zelluloseanalysen werden auch andere pflanzliche Gewebe, wie Torfmoorkerne, subfossile Blattzellulose, Pollen, Graszellulose und Phytolithen verwendet (siehe Barbour 2007 für Einzelstudiennachweise).

Der $\delta^{18}\text{O}$ -Wert innerhalb eines Pflanzengewebes basiert auf dem $\delta^{18}\text{O}$ -Wert des über die Wurzeln aufgenommenen Wassers und spiegelt dessen Variationen wider (Dawson 1993; Tang und Feng 2001; West et al. 2007). Daher ist auch in pflanzlichen Stoffen eine Korrelation der Sauerstoffisotopie mit geografischen und klimatischen Bedingungen der Lokalität gegeben. Das aufgenommene Wasser wird über das Xylem mit dem Transpirationsstrom zu den Blättern transportiert. Bei diesen Vorgängen tritt keine signifikante Isotopenfraktionierung auf (Dawson und Ehleringer 1991; White et al. 1985). Der $\delta^{18}\text{O}$ -Wert des Xylemwassers ist abhängig von der Bewurzelungstiefe und der damit für die individuelle Pflanze im Boden **verfügbaren Wasserquelle**, deren $\delta^{18}\text{O}$ -Wert durch Evaporation vom meteorischen Wasserwert abweichen kann (Brooks et al. 2010; Tang und Feng 2001). Die Zusammensetzung der Sauerstoffisotope in Vollholz und Zellulose unterliegt jedoch einer Kombination an Fraktionierungsprozessen. Diese treten sowohl durch Verdunstungs- und Diffusionseffekte bei der Transpiration als auch bei molekularen Austauschgeschehen zwischen organischen Molekülen und Pflanzenwasser auf (Barbour et al. 2005; Barbour und Farquhar 2000; Gessler et al. 2014; Roden und Ehleringer 1999).

Während der **Transpiration** von Pflanzenwasser an den Blattoberflächen kommt es zu einer Anreicherung des schweren ^{18}O -Isotops im Blattwasser (Epstein et al. 1977; Farquhar und Lloyd 1993). Dies konnte erstmals von Gonfiantini et al. (1965) nachgewiesen werden und ist auf den schnelleren und unter weniger Energieaufwand erfolgenden Phasenwechsel von H_2^{16}O -Molekülen zurückzuführen (Cernusak et al. 2016). Das Ausmaß an Transpiration und Fraktionierung während dieses Vorgangs ist im Wesentlichen von der relativen Luftfeuchtigkeit und der Umgebungstemperatur sowie von pflanzen-physiologischen Parametern, wie beispielsweise der Blatttemperatur und der Leitfähigkeit der Stomata und Grenzflächen, abhängig (Farquhar et al. 2007; Helliker und Richter 2008; Kahmen et al. 2011; Saurer et al. 2016). Auch der Isotopenwert des Wasserdampfes in der Luft ist ausschlaggebend (Craig und Gordon 1965). Transpiration führt demnach je nach Rahmenbedingung zu einer Verschiebung des $\delta^{18}\text{O}$ -Wertes von 5 bis 25 ‰ im Blattwasser (Dongmann et al. 1974; Farquhar et al. 2007).

Eine Modellierung der Fraktionierung an der Blattoberfläche und der daraus verursachten Anreicherung an ^{18}O -Isotopen im Blattwasser gegenüber dem Quellwasser kann durch Modelle, wie zum Beispiel das von Craig und Gordon (1965), berechnet werden. Allerdings kommt es durch den **Péclet-Effekt** zu einer Mischung von neuem Xylemwasser mit ins Xylemwasser zurückdiffundiertem Blattwasser (Barbour et al. 2000; Dongmann et al. 1974; Farquhar und Lloyd 1993). Daher können innerhalb eines Blattes Isotopengefälle auftreten und auch im Xylemwasser kommt es zu einer Änderung gegenüber der pflanzlichen Wasserquelle (Lehmann et al. 2017). Der Grad des Péclet-Effekts wird von verschiedenen Faktoren, wie den Abständen zwischen den Blattadern, der Tortuosität sowie der Transpirationsrate und somit der Strömungsgeschwindigkeit, beeinflusst (Cernusak und Kahmen 2013).

Die größte Fraktionierung findet jedoch während bzw. kurz nach der Assimilation des organischen Materials statt. In der Photosynthesereaktion wird atmosphärisches CO_2 an Kohlenhydrate fixiert. Die Sauerstoffatome von Carbonylgruppen sind dabei instabil und können mit Sauerstoffatomen des Blattwassers ausgetauscht werden (Sternberg und DeNiro 1983, siehe Abbildung 15). Daher ist das Chloroplastenwasser, in welchem die Photosynthesereaktion abläuft, der das Isotopenverhältnis von Kohlenhydraten determinierende Faktor (Farquhar und Lloyd 1993; Yakir 1992). Der Fraktionierungsfaktor während der **Biosynthese** wird auf etwa $27 \pm 3 \text{ ‰}$ geschätzt, wobei organische Komponenten im Vergleich zu Zellwasser mit ^{18}O -Isotopen angereichert sind (DeNiro und Epstein 1979; Sternberg 1989; Sternberg und DeNiro 1983; Yakir und DeNiro 1990). Zwar konnte mehrfach eine größere Variation von bis zu 8 ‰ zwischen Xylem-/Blattwasser und Kohlenhydraten verschiedener Pflanzengewebe beobachtet werden (siehe beispielsweise Lehmann et al. 2017; Wang et al. 1998), doch insbesondere für Baumringzellulose scheint der Fraktionierungsfaktor stabil bei den hierfür typischen 27 ‰ zu liegen (Roden et al. 2000; Sternberg 2009).

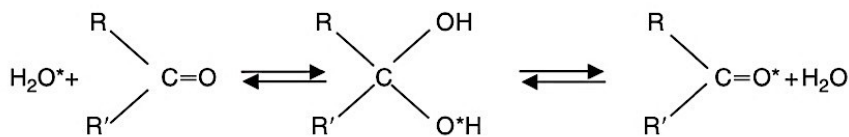


Abbildung 15 Ablauf des Sauerstoffaustausches zwischen einer Carbonylgruppe und einem Wassermolekül (aus Flanagan et al. 2005).

Einmal produziert, können Assimilationsprodukte zur Herstellung verschiedener chemischer Komponenten verwendet oder als Stärke in den Wurzeln, Stängeln oder Blättern gespeichert werden (Wright 2001). Abhängig von sowohl physiologischen Bedingungen als auch von Lagerungs- und Remobilisierungsvorgängen kann dabei ein **weiterer Austausch** zwischen den Sauerstoffatomen des Zuckers und dem, die Enzyme umgebenden, Pflanzenwasser stattfinden (Gessler et al. 2007; Offermann et al. 2011; Sternberg et al. 2006). Während der Zellulose-Biosynthese aus beispielsweise Saccharose wird diese in Hexose-Phosphate zerlegt, wodurch von den fünf Kohlenstoffatomen des entstandenen C_5 -Moleküls ein Atom durch eine Carbonylgruppe geht (Flanagan et al. 2005). Der Sauerstoff der Carbonylgruppe ist auch hier wieder für kurze Zeit mit dem Umgebungswasser austauschbar (Barbour 2007). Der Anteil an austauschbaren Sauerstoffatomen in aus einfachen Kohlenhydraten gebildeter Zellulose liegt damit bei mindestens 20 %. In den meisten Studien wird er jedoch aufgrund von Triosephosphat-Übergangsstufen auf 30 bis 50 % geschätzt (Barbour 2007; Cernusak et al. 2005; Farquhar et al. 2007; Luo und Sternberg 1992; Roden und Ehleringer 1999). Dies kann zu einer Änderung des $\delta^{18}\text{O}$ -Wertes der Zellulose im Rahmen der Differenz des zu den verschiedenen Zeitpunkten vorliegenden Umgebungswassers führen.

II Material und Methoden

A Transalpine Mobilität und Kulturtransfer

Diese Arbeit wurde im Rahmen des durch die DFG finanzierten und seit 2012 laufenden Projekts (**FOR-1670**), Transalpine Mobilität und Kulturtransfer, durchgeführt (siehe <http://for1670-transalpine.uni-muenchen.de>). An diesem Projekt arbeitet eine interdisziplinäre Forschergruppe, welche die Fachgebiete Anthropologie, Archäologie, Archäozoologie, Informatik und Mineralogie vereint, und sich allgemein der Frage der Mobilität und des Handels im europäischen (Vor-)Alpenraum stellt. Ziele sind einerseits die Erstellung einer Isotopiekarte, wobei die drei Elemente Sauerstoff, Strontium und Blei bearbeitet werden, um für die historisch relevante Region Referenzwerte für anstehende Forschungsfragen zu stellen. Innovative „data mining“ Methoden sollen dabei bei der Erstellung von lokalen Clustern angewendet werden. Andererseits sollen sowohl menschliche als auch tierische Überreste auf ihre individuelle Herkunft hin untersucht werden. Anhand dieser Erkenntnisse sollen letztendlich Rückschlüsse auf das Migrationsverhalten und die Handelsrichtungen sowie Viehwirtschaft von der Spätbronzezeit bis zur Römerzeit gezogen werden. Mineralogische Untersuchungen an den Skelettüberresten sollen zudem weitere Charakteristika für den Nachweis der Originalität der gemessenen Signale liefern. Das Projekt ist in sieben Teilprojekte gegliedert, welche sich jeweils ihrem Spezialgebiet widmen und somit einen Teil zum Gesamtergebnis beitragen. Diese Dissertation wurde 2016 in Angriff genommen und verbindet viele der Teilprojekte miteinander. Neben neu bearbeiteten Proben und Analysedaten baut diese Forschungsarbeit auf früheren Ergebnissen des Projektes auf, deren Daten eine wesentliche Grundlage für diese Arbeit darstellen, wodurch sie auf einer Kooperation zwischen den Teilprojekten beruht.

Untersuchungsgebiet des Projekts sind die Europäischen Alpen und das nördliche Alpenvorland. Die Inn-Eisack-Etsch Passage, welche entlang der Flusstäler durch die Alpen läuft, ist eine **historisch wichtige Route** und wird auch heute noch in Form des stark frequentierten Brennerpasses befahren, um die Alpen zu durchqueren. Sie stellt eine der direktesten und am niedrigsten gelegenen Verbindungen zwischen Italien/Österreich und Deutschland dar. Während der Antike war sie die am häufigsten genutzte transalpine Handels- und Migrationsroute und diente als Grundlage eines regen Kommunikationsnetzes (Lang 2002). Die Inn-Eisack-Etsch Passage ist dementsprechend eine über mehrere Zeitepochen archäologisch wertvolle und interessante Untersuchungsregion.

Geologisch gesehen sind die etwa vor 20 Millionen Jahren geformten Alpen sehr variabel (siehe Abbildung 16), weshalb sie sich gut für die Untersuchung geologischer Isotopenmarker eignen. Diese Diversität ist durch plattentektonische Aktivitäten während der Gebirgsbildung der Alpen entstanden. Durch vielfältige tektonische Bewegungen kam es hierbei zu Plattenauffaltungen und der Bildung komplexer Gesteinsschichten (Meschede 2015). Die **Europäischen Alpen** werden geologisch nach tektonischen Einheiten in West-, Zentral-, Ost- und Südalpin gegliedert. Der untersuchte Bereich befindet sich innerhalb des Ost- und Südalpins, welche durch das Periadriatische Lineament voneinander getrennt werden. Das Ostalpin wird grundsätzlich in zwei Abschnitte unterteilt. Im Norden liegen die Nördlichen Kalkalpen, welche größtenteils aus unmetamorphen, mesozoisch gebildeten Gesteinen bestehen. Diese sind teilweise mit Gesteinen der variszischen Grauwackenzone unterlagert. Innerhalb des zentralen Ostalpins kommen vorwiegend variszisch und alpidisch deformierte Grundgebirge mit mesozoischen Anteilen vor. Das Südalpin besteht hingegen aus einem metamorphen Grundgebirge und enthält spätvariszische Granite sowie Sedimente und Vulkanite vom Perm bis zum Känozoikum. Gerade in den zentralen Regionen kam und kommt es aufgrund von Erosionen und Materialtransport durch Schlammlawinen, Flüsse und Gewässer sowie durch die verschiedenen Gletscher zu zahlreichen Sedimentmischungen, wodurch die lokale geologische Variabilität nochmals erhöht wird. Das nördliche Alpenvorland wird als nordalpines Vorlandbecken bezeichnet und erstreckt sich bis hin zur Donau (der gelbe Bereich in Abbildung 16). Es ist eine Molasselandschaft, welche von Moränen der Würmeiszeit geprägt ist. Die Molassesedimente enthalten dabei vorwiegend terrestrische, limnische und auch flachmarine Ablagerungen sowie auch Sedimente aus tiefen Meeresbecken (Meschede 2015).

Die hohe geologische Diversität sowie die verschiedenen Höhenlagen und das Vorkommen vieler Erzlagertstätten, machen das untersuchte Gebiet in Hinblick auf eine Herkunftsrekonstruktion anhand der Isotopensysteme Sauerstoff, Blei und Strontium, sehr aussichtsreich und divers. Dementsprechend eignet sich diese Region sehr gut für die Untersuchung des Verhaltens dieser drei Elemente in Umweltproben und bietet sich daher als Untersuchungsgebiet für die Modellierung der Isotopien im Körper eines Säugetieres für die Bestimmung lokaler Erwartungswerte an.

Aufgrund der hohen Variabilität in Bezug auf die ortsspezifischen Isotopenfingerabdrücke ist zu erwarten, dass anhand der untersuchten Orte erstellte Modelle sehr präzise und robust sind, da eine Vielzahl an Einzelfällen und Besonderheiten erwartet werden können. Die archäologische Relevanz der Alpen zeigt zudem die Notwendigkeit der Ermittlung lokaler Erwartungswerte in dieser Region. Aufgrund der erwarteten hohen Migrationsrate innerhalb prähistorischer menschlicher Populationen, sollten menschliche Isotopenverhältnisse nicht für die Definition lokaler Isotopensignaturen herangezogen werden. Der Abgleich mit den Isotopien geologischer Einheiten des Grundgesteins ist, wie in Kapitel IA 1 beschrieben, ebenfalls keine gute Herangehensweise. Aufgrund der Unsicherheit der Herkunft lokal geborgener Tierskelette, ist das Heranziehen archäozoologischer Isotopenabdrücke ebenfalls nicht optimal, da deren Isotopien nicht unbedingt lokalen Signaturen entsprechen müssen. Hinzu kommt, dass archäozoologisches Material oftmals im Fundgut fehlt. Eine alternative Herangehensweise an die Bestimmung lokaler Erwartungswerte ist in dieser Region demnach zwingend notwendig.

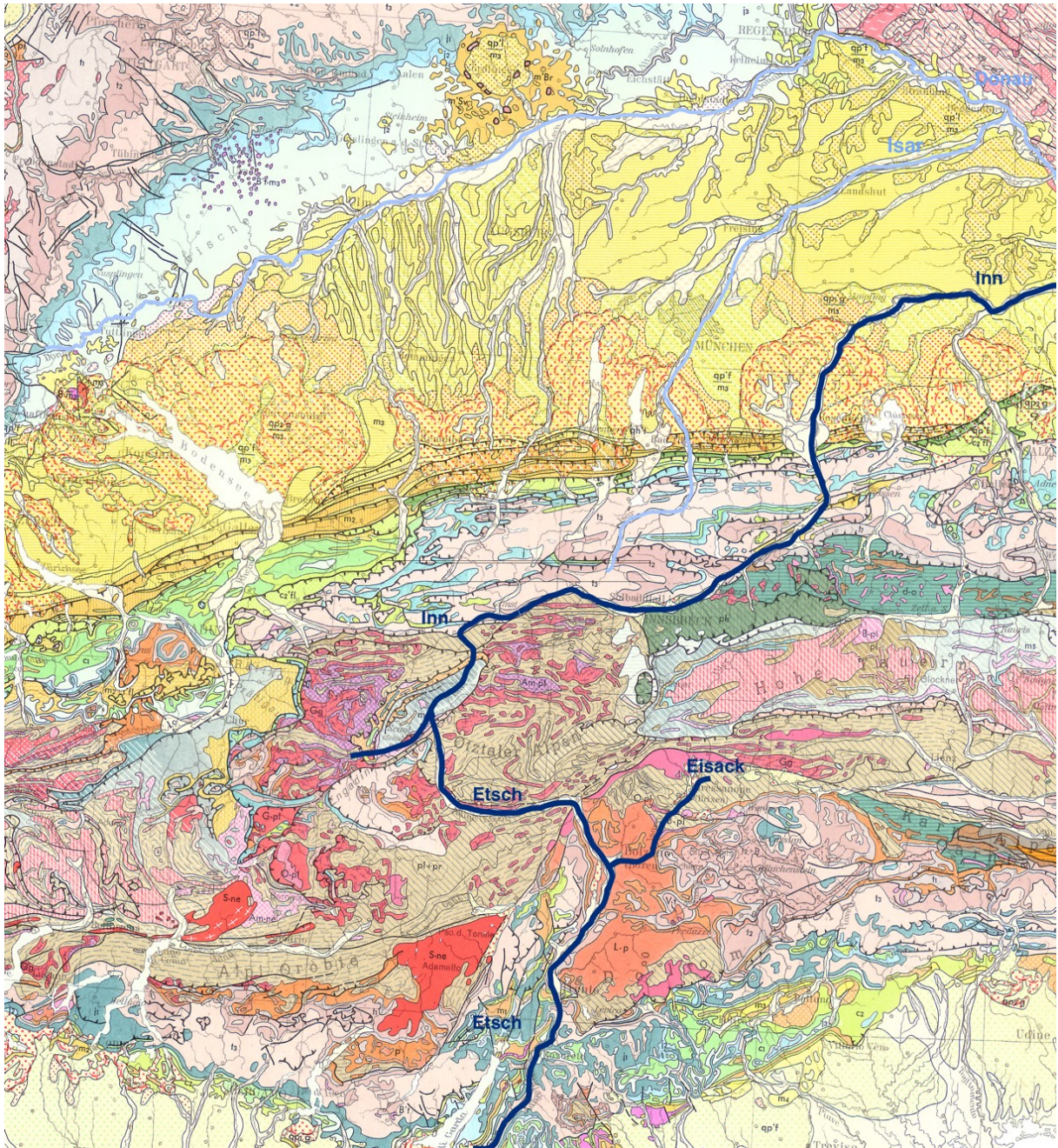


Abbildung 16 Ausschnitt einer geologischen Karte der Alpen und des nördlichen Alpenvorlandes in dessen Bereich die untersuchten Fundorte fallen (verändert nach Von Gärtner und Walther 1972; Legende siehe CD-Anhang).

B Material

B 1 Bearbeitete Fundorte

Die untersuchten Fundorte befinden sich entlang archäologischer Passagen in den Europäischen Alpen und innerhalb des nördlichen Vorlands. Die erstellten Mischungsmodelle wurden für die Bestimmung der lokal zu erwartenden Strontium-, Blei-, und Sauerstoffisotopien insbesondere für die Definition von lokalen bzw. ortsfremden archäologischen Individuen modelliert. Daher wurden die Vergleichsdaten für die Validierung der Modelle sowie gleichzeitig deren erste Anwendung dementsprechend aus archäologischem Kontext gewählt. Zu bearbeitende Fundorte wurden demnach nach Verfügbarkeit von geborgenen Tier- oder Menschenknochen ausgewählt. An den anthropologisch und archäozoologisch bearbeiteten Fundorten wurden Umweltproben gesammelt. An jedem Fundort wurde dabei möglichst jeweils mindestens eine Probe Grundwasser, Boden und Vegetation entnommen. Hierbei wurde darauf geachtet, dass sich der Ort der Probenentnahme möglichst nahe an der jeweiligen archäologischen Fundstätte befand. Die GPS-Koordinaten der jeweiligen Beprobungsorte wurden gemessen und vermerkt.

Nach Maßgabe der spezifischen Fragestellungen der archäologischen Teilprojekte wurden insgesamt **72 Fundorte** ausgewählt. Die Namen, Fundortkennnummern und GPS-Koordinaten der untersuchten Lokalitäten sind in Tabelle 2 gelistet. Hierbei handelt es sich um 37 Fundorte, welche im nördlichen Teil der Alpen sowie im Alpenvorland in Oberbayern, Deutschland, gelegen sind. Diese Fundorte wurden mit Kennnummern im Hunderterbereich gekennzeichnet. Dreißig der Fundorte liegen in der inneralpinen österreichischen Zone der Alpen, wobei sich ein Großteil der Fundorte entlang des Inn-Tals befindet (siehe Abbildung 17). Die Fundortkennnummern dieser Fundorte befinden sich im Zweihunderterbereich. Als dritten Bereich der Alpen wurde ein kleiner Teil der südlichen Alpen hinzugezogen. In dieser Zone, welche sich in Südtirol, Italien, befindet, wurden fünf Orte befundet und mit Fundortkennnummern im Dreihunderterbereich gekennzeichnet. Die einzige Ausnahme von diesem System stellt der Fundort Flintsbach am Inn dar, welcher die Fundortnummer 242 trägt, jedoch noch auf deutschen Grund liegt. Alle Fundorte befinden sich zwischen den Breitengraden 46,16 und 49,14, den Längengraden 10,26 und 13,21 und liegen auf Höhen von 193,75 und 1237,91 m ü. NN. .

Sowohl für das Element Strontium als auch für Blei wurde die Herkunft, der in einem tierischen oder menschlichen Körper aufgenommenen Atome, auf die vier folgenden Hauptquellen reduziert. Bei diesen handelt es sich um: Boden, Grundwasser, Vegetation sowie atmosphärische Niederschläge. Für die Elemente Strontium und Blei wurden alle vier Materialien studiert. Für das Element Sauerstoff wurde die Umweltprobe „Boden“ hingegen nicht bearbeitet. Die Isotopiespanne der Atmosphäre ist nur unter erheblichem Zeitaufwand zu ermitteln, da diese stark von saisonalen, regionalen und einmaligen Ereignissen, wie beispielsweise Niederschlagsmengen, Luftfeuchtigkeit, Waldbränden, Saharastaubverwehungen, Vulkanausbrüchen etc., beeinflusst wird. Zudem ist die exakte Spanne für die untersuchten archäologischen Strata nicht ohne Weiteres eindeutig nachzuvollziehen. Es wurde daher versucht, für diese potenzielle Elementquelle unter zur Hilfenahme einer Literaturrecherche eine möglichst genaue Annäherung an den tatsächlichen Wert zu erhalten, welcher frei von modernen und saisonalen Einflüssen sein sollte. Für die Bestimmung des Isotopenverhältnisses der übrigen drei Quellen wurden hingegen entsprechende Proben an den Fundorten entnommen und deren Isotopien und Konzentrationen gemessen. Die Umweltproben wurden in dem Zeitrahmen vom 27.06.2013 bis 25.07.2017 im Laufe mehrerer Exkursionen gesammelt.

Tabelle 2 Fundortkennnummern (FKNr) der bearbeiteten Lokalitäten und die GPS-Daten der jeweiligen Vegetationsproben-Entnahmestelle (Ausnahme: 217 = Wasserprobendaten).

FKNr	Lokalität	°N	°O	Höhe [m ü. NN.]	FKNr	Lokalität	°N	°O	Höhe [m ü. NN.]
101	Aislingen	48,505183	10,459050	462,00	202	Biberwier	47,381404	10,897108	981,85
105	Bergkirchen	48,240217	11,347733	503,00	203	Brixlegg	47,431163	11,883815	605,82
106	Berching	49,144242	11,446170	407,94	204	Ehrwald	47,399046	10,918640	998,24
108	Eching	48,220437	11,532278	482,70	206	Fritzens	47,310674	11,589546	805,00
111	Engelschalking	48,158880	11,646576	516,00	207	Imst	47,239899	10,738159	816,83
112	Farchant	47,534174	11,101395	805,87	212	Innsbruck Wilten	47,247736	11,400688	726,45
114	Freising	48,398589	11,747322	459,45	215	Innsbruck Kalvarienberg	47,284863	11,412815	624,84
115	Griesstetten	49,029029	11,600645	390,87	217	Kirchbichl	47,496400	12,085550	531,21
116	Grünwald	48,037306	11,530509	599,18	221	Kundl	47,470717	12,012900	521,47
118	Günzburg	48,453109	10,262869	450,00	227	Matrei	47,139194	11,455178	1009,78
121	Hofoldingen Forst	47,926082	11,681560	657,34	229	Mieming	47,282015	10,962613	792,00
125	Langengeisling	48,345474	11,940679	432,01	230	Pfaffenhofen	47,293748	11,078332	860,19
127	Manching	48,715159	11,525812	379,41	231	Roppen	47,221310	10,816955	758,69
130	Obermenzing	48,158628	11,462557	531,20	232	Innsbruck Völs	47,253598	11,351640	587,40
131	Pestenacker	48,145919	10,948773	571,50	234	Vomp	47,356162	11,700129	540,84
132	Poing	48,179819	11,809407	519,00	235	Wenns	47,171777	10,730545	1019,55
136	Trudering	48,119369	11,666328	532,47	236	Wiesing	47,395433	11,791433	614,40
137	Unterhaching	48,060511	11,625689	560,93	237	Ampass	47,259030	11,457990	636,00
138	Waging	47,920589	12,722746	559,00	240	Birgitz	47,240413	11,295950	855,26
140	Gernlinden	48,207789	11,295739	515,40	241	Thaur	47,303528	11,447785	1026,35
143	Aubing	48,132271	11,394895	550,77	242	Flintsbach	47,726648	12,117182	492,95
144	Forstinning	48,160015	11,913366	513,71	243	Kitzbühel	47,451333	12,383367	807,00
147	Wehringen	48,251601	10,810055	537,07	244	Fügen	47,329042	11,845040	640,02
148	Schwabmünchen	48,180255	10,739643	558,62	245	Volders	47,283510	11,559194	570,16
149	Erding	48,297259	11,912484	466,45	246	Ellbögen	47,185678	11,432347	1070,93
150	Steinebach	48,050750	11,191317	590,00	247	Karrösten	47,224978	10,770591	933,38
151	Aschheim	48,162172	11,736609	520,74	248	Telfs	47,313953	11,067033	711,70
153	Kirchheim	48,175681	11,751913	524,98	249	Innsbruck Amras	47,258211	11,434343	620,29
154	Kleinaitingen	48,225622	10,847359	539,65	254	Obereching	47,974787	12,896791	420,00
155	Königsbrunn	48,259915	10,874590	526,05	255	Bischofshofen	47,408900	13,211050	606,00
157	Zuchering	48,707924	11,411508	370,00	256	Saalfelden	47,419491	12,861964	772,00
158	Garching	48,134796	12,598103	438,00	302	Brixen	46,718936	11,659806	553,31
164	Kelheim	48,918661	11,864124	384,00	304	Latsch	46,609465	10,910214	1237,91
165	Künzing	48,669694	13,087870	312,98	308	Pfatten	46,381379	11,284936	245,58
166	Langweid	48,496050	10,855800	443,00	310	Sanzeno	46,370206	11,080194	683,03
167	Kempten	47,725149	10,326013	682,00	311	Zambana	46,158530	11,072400	193,75

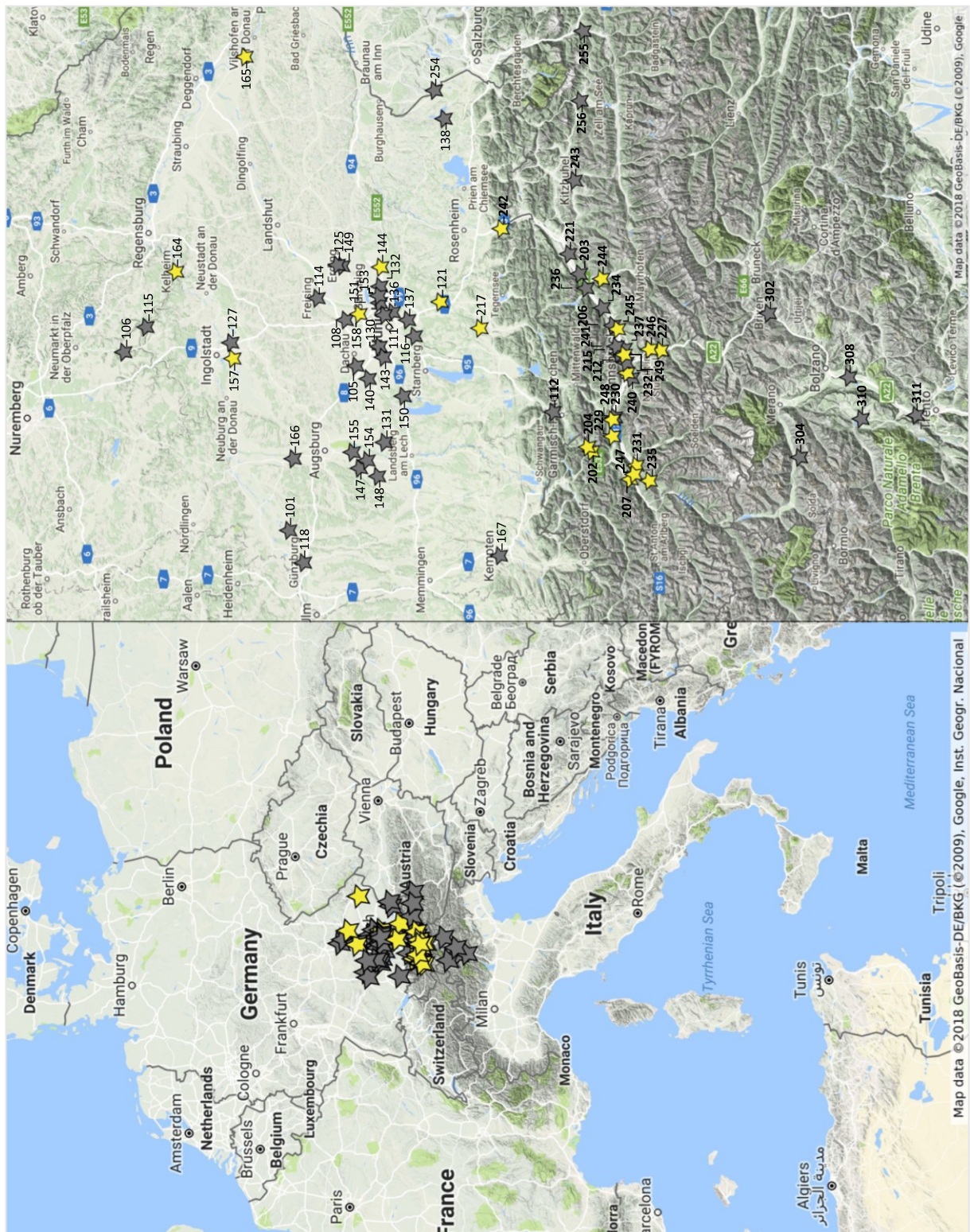


Abbildung 17 Lage der Alpen und der bearbeiteten Fundorte in Europa (links) und deren genauere Verteilung in dem Gebiet. $\delta^{18}\text{O}$ -Isotopenanalysen wurden an allen markierten Fundorten (Ausnahme: 256) durchgeführt, Strontiumanalysen hingegen nur an Fundorten die grau markiert wurden. Eine Bleisotopenanalyse wurde an der kleinsten Anzahl an Fundorten durchgeführt, wobei es sich bei diesen meist um Fundorte handelt, an welchen auch Strontiumanalysen durchgeführt wurden. Diese Fundorte wurden nicht sichtlich gekennzeichnet.

B 2 Auswahl der Proben

Auf welche Kriterien bei der Probennahme der Umweltmaterialien Acht gegeben wurde, wird im Folgenden erläutert. Eine Liste mit allen Probeninformationen befindet sich in Appendix Tabelle 1.

B 2.1 Pflanzenproben

Verfügbares archäobotanisches Material lag nicht zu allen Fundorten und Besiedlungsphasen vor. Daher konnten Isotopenwerte entsprechender Proben nicht als Repräsentanten der damaligen Flora verwendet werden. Für die Bestimmung des Vegetationswertes wurde daher rezent es Pflanzenmaterial herangezogen. Bei der Sammlung der Pflanzenproben wurde darauf geachtet, moderne Einflüsse möglichst gering zu halten und auch aus Vergleichbarkeitsgründen bevorzugt die Beprobung von Vegetationsmaterial auf eine einzige Pflanzenart zu beschränken. Da diese Art an allen zu beprobenden Fundorten vorhanden sein sollte, wurde ein Generalist gesucht, welcher unter vielen Standortbedingungen leben kann. Hinsichtlich der Vermeidung von direkten modernen Einflüssen sollte diese Art zusätzlich ein Wurzelwerk besitzen, welches größtenteils unter dem landwirtschaftlichen Horizont liegt und somit mit so wenig anthropogen eingetragenen, nicht lokalen Elementen in Kontakt gekommen sein sollte wie möglich. Demzufolge wurde die Gemeine Hasel (*Corylus avellana*) als bevorzugte Pflanzenart ausgewählt. Auch hinsichtlich der Tatsache, dass verschiedene Bestandteile dieser Art sowohl für Tiere als auch für Menschen als potenzielle Nahrungsquelle in Betracht kommen und da die Hasel als Kulturfolger im zentraleuropäischen Bereich häufig auftritt (Finsinger et al. 2006), ist diese Spezies gut geeignet.

Bei der Probennahme wurde zudem darauf geachtet, dass diese möglichst weit weg von Orten erfolgte, an welchen ein hoher anthropogener Einfluss ersichtlich war, um einen solchen zu vermeiden. So wurden zum Beispiel Ackerflächen und Tankstellen und vergleichbare Fundstellen nicht direkt beprobt. Mögliche Einflussfaktoren und deren ungefähre Entfernung wurden notiert. Dennoch kann ein anthropogener Einfluss, welcher in Form von acker- und viehwirtschaftlichen Eingriffen in den lokalen Elementzyklus und einer Bearbeitung des Bodens in den vergangenen Jahrhunderten, einer Ablagerung anthropogener Aerosole, und Vergleichbarem auftreten kann, nicht ausgeschlossen werden.

Insgesamt wurden 74 Pflanzenproben bearbeitet, an welchen allerdings nicht bei jeder Probe alle drei Isotopensysteme untersucht wurden. Bei diesen handelt es sich in der Mehrheit um Proben von 3 bis 23 Jahre alten Haselstrauchästen ($n = 55$). Konnte keine Hasel in unmittelbarer Nähe gefunden werden, wurde stattdessen eine andere Baumspezies als Ersatz herangezogen. Es wurden daher von den folgenden Baumarten ebenfalls Proben entnommen: *Acacia* ($n = 1$), *Alnus* ($n = 1$), *Fraxinus* ($n = 4$), *Juglans* ($n = 4$), *Malus* ($n = 3$), *Prunus* ($n = 2$), *Sambucus* ($n = 3$) und eine Wurzelholzprobe eines Wurzelstocks, dessen Art nicht bekannt ist ($n = 1$).

B 2.2 Bodenproben

Entsprechend den Kriterien der Sammelstelle der Vegetationsprobe wurden auch die Bodenproben entnommen. Da es sich bei Boden um ein Kompositmaterial handelt, dessen Zusammensetzung sich über die verschiedenen Tiefenhorizonte stark ändern kann, und nach Möglichkeit nur das reine Signal des geologisch beeinflussten Bodens gemessen werden sollte, wurden nur Bodenproben unterhalb der Humusauftragsschicht berücksichtigt. Die Humusschicht wird einerseits stärker von atmosphärischer und anthropogener Depositionen beeinflusst und besteht andererseits hauptsächlich aus organischen Komponenten. Diese setzen sich vor allem aus abgestorbenem Pflanzenmaterial zusammen, wodurch das Isotopensignal der Humusschicht eher dem der Vegetation als dem der mineralischen Bodenkomponente entspricht.

Bei der Entnahme der Bodenproben wurde darauf Wert gelegt, dass diese möglichst nahe an der Vegetationsprobenentnahme erfolgte, um zumindest zu dieser einen direkten Bezug zu besitzen. Je nach Habitat und Bodenbeschaffenheit wurden Bodenproben in den Tiefen von 0 bis 25 cm ($n = 7$); 25 bis 50 cm ($n = 21$), 50 bis 100 cm ($n = 17$) und über 1 m tiefe Proben mit einer Maximaltiefe von 3,5 m ($n = 10$), gemessen ab dem unteren Rand der Humusschicht, entnommen. Die jeweilige Entnahmestelle wurde fotografisch dokumentiert.

B 2.3 Grundwasserproben

Es wurde ebenso versucht, die Grundwasserproben so nahe wie möglich an den Entnahmeorten der anderen beiden Umweltproben und der archäologischen Fundstelle zu entnehmen. Da Grundwasser aufgrund seines unterirdischen Charakters nur an wenigen oberirdischen Auslaufstellen überhaupt zugänglich ist, variieren die Abstände der Beprobungsstellen von Fundort zu Fundort deutlich. Diese liegen in der Regel zwischen 0 bis 2 km, nehmen jedoch auch Abstände von 4 bis 13,7 km an (Fundorte 308, 153 und 108). Erschwerend kam dabei hinzu, dass viele Brunnen privat sind und sich auf privaten, nicht zugänglichen Grundstücken befinden. Die Mehrheit der Grundwasserproben stammt dennoch aus sowohl privaten (mit Erlaubnis) als auch öffentlichen Brunnen. Dabei wurde notiert, ob es sich um einen fortlaufend fließenden Brunnen handelte, welcher womöglich von einer unterirdisch laufenden Quelle gespeist wurde, oder ob das Wasser aktiv aus tiefer gelegenen Aquiferen gepumpt werden musste. Insgesamt wurden 35 Brunnen beprobt. Befand sich die Fundstelle nicht direkt innerhalb einer Siedlung, wurden auch natürliche Quellenaustritte beprobt ($n = 6$). Leider konnte an einzelnen Orten keine der beiden Grundwasserausläufe ausfindig gemacht werden. Daher wurden an solchen Orten Oberflächenwasserproben hinzugezogen. Dabei wurden die Wasserproben einmal von einem Teich, zweimal aus einem Bach bzw. kleinen Fluss, einmal von einem Grundwasserüberlauf und einmal aus einem Wasserbecken bezogen. Die Proben wurden dabei so nahe am Boden des Wasserkörpers wie möglich entnommen, um den geringsten Oberflächeneinfluss aufzuweisen. Das Wasser wurde in 1,5 L Plastikflaschen gefüllt. Bei diesen handelte es sich um handelsübliche Trinkwasserflaschen verschiedener Marken. Die leeren Flaschen wurden zunächst mit deionisiertem Wasser und dann vor Ort nochmals mit dem Probenwasser ausgespült, bevor die Flasche mit diesem bis zum Rand gefüllt wurde.

B 2.4 Tier- und Menschenknochen

Für die Validierung der anhand der modernen Umweltproben modellierten lokalen Isotopensignaturen wurden Isotopenverhältnisse archäologischer Säugetiere herangezogen. Diese Proben wurden im Rahmen anderer Arbeiten des Transalpin Projekts bearbeitet. Die Mehrheit der verwendeten Isotopendaten wurde bereits 2017 in einer Monografie veröffentlicht, welche die Erkenntnisse und Ergebnisse der ersten Phase des Projektes beinhaltet (Toncala et al. 2017). Im Folgenden wird kurz auf das Material eingegangen.

Bei dem menschlichen Skelettmaterial handelt es sich, abgesehen von Fundort 304, Latsch, um Leichenbrand aus der Urnenfeldzeit oder der Fritzens-Sanzeno-Kultur. Beprobte wurde ausschließlich Knochen. Die Beprobung und Isotopenanalyse der **menschlichen Überreste** erfolgte im Rahmen der Herkunfts- und Mobilitätsforschung entlang der Inn-Eisack-Etsch Passage, wobei gezielt Individuen und Gräber mit archäologisch auffälligen Kontexten beprobt wurden, bei welchen eine nicht lokale Herkunft naheliegt. Daher sind die menschlichen Isotopenwerte nicht strikt als Erwartungswerte für die lokale bioverfügbare Isotopie anzusehen und eine Abweichung dieser von den über die Umweltproben bestimmten, lokalen Isotopen ist somit kein Zeichen für die Unbrauchbarkeit des erstellten Modells, sondern vielmehr ein Zeichen dafür, dass es sich bei den menschlichen Individuen tatsächlich um eingewanderte Personen handelt. Die Anzahl der untersuchten Individuen variiert pro Fundort von einer Person bis hin zu 55 Menschen. Diese hohe Variabilität ist auf die oftmals limitierte Anzahl an anthropologischem Fundmaterial zurückzuführen.

Das **archäozoologische Material** setzt sich im Gegensatz zu den Menschenproben aus Individuen zusammen, deren Ortsstämmigkeit anhand osteometrischer Kriterien im Vorfeld eingeschätzt und geprüft wurde. Daher ist die Wahrscheinlichkeit, dass es sich bei diesen Tieren um lokale Individuen handelt höher als bei den Menschenproben. Die Proben wurden so nahe wie möglich an den archäologischen Fundstellen der menschlichen Skelettfunde geborgen, um einen Vergleich zwischen diesen zu ermöglichen. Die archäologische Datierung der verschiedenen Funde ist allerdings nicht einheitlich. Das Material setzt sich aus Schlachtabfällen der drei Spezies Schwein (*Sus scrofa domesticus*), Rothirsch (*Cervus elaphus*) und Rind (*Bos taurus*) zusammen. Pro Fundort stehen maximal jeweils 3 Individuen pro untersuchte Spezies zur Verfügung. Bei dem Material handelt es sich um sowohl Knochen als auch um Zahnwurzel- und Zahnschmelzproben.

Die Größe des **archäologischen Vergleichsdatensatzes** ist in Tabelle 3 zusammengefasst.

Tabelle 3 Anzahl der anthropologischen und archäozoologischen, für die Validierung der zu erstellenden Modelle verfügbaren Isotopenverhältnisse der drei Elemente Strontium, Blei und Sauerstoff der 72 untersuchten Fundorte.

Mensch	Strontium	Blei	Sauerstoff
Probenanzahl	224	213	16
Anzahl der Fundorte	26	29	1
Tier	Strontium	Blei	Sauerstoff
Probenanzahl	200	205	208
Anzahl der Fundorte	34	35	34
Gesamt	Strontium	Blei	Sauerstoff
Probenanzahl	424	418	224
Anzahl der Fundorte	48	53	35

C Methoden

Dieses Kapitel beschreibt den Ablauf der analytischen Verfahren zur Messung der Isotopenverhältnisse und der in den jeweiligen Proben enthaltenen Konzentrationen. Eine Sammlung der verwendeten Chemikalien und Geräte ist im Anhang gegeben (Appendix Tabelle 2 und Appendix Tabelle 3).

C 1 Strontium

C 1.1 Ermittlung des $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Isotopenverhältnisses

Sowohl die Aufbereitung der Proben als auch die Extraktion der anorganischen Matrix und die gezielte Gewinnung des in der Probe enthaltenen Strontiums erfolgten in den Laborräumen von Frau Prof. Dr. Gisela Grupe an der biologischen Fakultät der Ludwig-Maximilians-Universität München in Martinsried, Planegg. Die darauffolgende massenspektrometrische Messung wurde im Zentrum für Rieskrater- und Impaktforschung Nördlingen (ZERIN) des Museums für Naturkunde in der Arbeitsgruppe von Prof. Dr. Stefan Hölzl durchgeführt.

Isotopensignaturen im Vorfeld dieser Studie im Rahmen der Forschergruppe bearbeiteter Proben wurden in das zu analysierende Datenset dieser Arbeit aufgenommen (58 % der 150 analysierten Strontiumisotopendaten). Methodisch wurden die Proben am selben Ort mit denselben Chemikalien und unter den gleichen Laborbedingungen durchgeführt, wie die von mir bearbeiteten Proben.

C 1.1.1 Probenvorbereitung

a) Holzproben

Die frisch geschnittenen Astproben wurden zum frühestmöglichen Zeitpunkt nach der Entnahme auf einer Arbeitsplatte ausgebreitet, um gut trocknen zu können und möglichen Schimmelbefall und Fäulnis zu vermeiden. Die meisten Proben wurden hierbei mehrere Monate lang luftgetrocknet. Bei einzelnen Proben wurde die Trockenzeit aufgrund eines Zeitmangels mit Hilfe eines Trockenschrankes verkürzt. Hierbei wurden die Proben über eine Dauer von mindestens 17 Stunden bei 80°C getrocknet. Für die Extraktion des pflanzeigenen Strontiums wurde das reine Holz der Pflanzen verwendet, um eine Kontamination durch an der Rinde anhaftendes und integriertes externes Strontium zu umgehen. Der Markstrang sowie die Rinde der Astproben wurden mit Hilfe eines Messers entfernt, wobei darauf geachtet wurde, dass der bereits frei gelegte Teil der Holzoberfläche nicht mehr mit kontaminiertem Material in Kontakt kam und diese ausschließlich mit Handschuhen angefasst wurden. Die so vorbereiteten Proben wurden in Plastiktüten verpackt aufbewahrt.

b) Bodenproben

Entsprechend der Holzprobenmethode wurden die Bodenproben zunächst in offenen Plastiktüten auf einer Arbeitsplatte ausgebreitet und an der Luft getrocknet. Da die Strontiumisotopie des reinen Bodens gemessen werden sollte, wurde dieser zunächst durch ein feines Sieb mit 0,5 mm Maschenweite gesiebt, um enthaltene organische Fragmente und Steinchen zu entfernen. Granulare und verklumpte Bodenproben wurden hierfür zuvor mechanisch zerkleinert.

c) Wasserproben

Die Wasserproben wurden in unbearbeiteten Zustand in Plastikflaschen in einem Kühlraum bei 4 °C gelagert. Um in dem Wasser enthaltene Partikel zu entfernen, wurde die benötigte Probenmenge vor der Weiterbearbeitung gefiltert. Zur Homogenisierung der Proben wurden die Flaschen zunächst gut geschüttelt. Anschließend wurden die Wasserproben durch ein MN 640 Filterpapier in einem Glastrichter geseiht und direkt in einem 15 mL PTFE Gefäß aufgefangen. Dieses wurde bis zum Rand gefüllt (= 20 mL). Um die Proben für den nächsten Schritt vorzubereiten, wurden diese auf der Heizplatte bei 100 bis 150 °C eingedampft und bis auf Weiteres in dem geschlossenen Gefäß aufbewahrt.

C 1.1.2 Extraktion und Aufschluss der anorganischen Matrix

Der erste Schritt bei der Extraktion von Strontium ist das Aufbrechen und **Entfernen von organischen Verbindungen**. Dies kann sowohl in Trocken- als auch in Nassaufschlüssen vollzogen werden. Bei Materialien mit einem großen organischen Anteil wird oftmals ein Trockenaufschluss in Form einer Veraschung bevorzugt, da bei einem Nassaufschluss sehr starke Reaktionen mit dem Reagenz auftreten können und ein kontrollierter Versuchsablauf somit erschwert wird. Der organische Anteil in Holz nimmt zwischen 99,5 und 98 % der Trockenmasse ein (Misra et al. 1993), wobei die Strontiumkonzentration in der Asche nur wenige ppm beträgt (z. B.: Coelho et al. 2017; Dijkstra et al. 2003). Daher wurde aus Praktikabilität im Hinblick auf das benötigte Probenvolumen für eine erfolgreiche Messung der Isotopie und auf die Reaktivität des organischen Anteils bei einer Säurebehandlung beschlossen, die Holzproben zu verbrennen. Da für eine präzise Messung des Strontiumisotopenverhältnisses von Boden- und Grundwasserproben hingegen ein deutlich kleineres Volumen ausreichend ist, wurden diese Proben typen ohne ein vorangestelltes Veraschen chemisch aufgeschlossen.

Um eine anschließende Trennung der in den Proben enthaltenen Strontiumatome von den restlichen Elementen zu ermöglichen, wurden alle Materialtypen mit Hilfe eines **Druckaufschlusses** unter erhöhter Temperatur und dadurch gesteigertem Druck in geschlossenen Gefäßen chemisch aufgebrochen.

Die verwendeten Chemikalien und auch das angewandte Säurevolumen-Proben-Verhältnis wurden an das jeweilige Probenmaterial, wie folgt, angepasst. Die Durchführung des Aufschlusses erfolgte dabei ausschließlich unter einem Abzug. Alle Behältnisse wurden zuvor gründlich gereinigt.

a) Holzproben

Die Äste wurden unter Zuhilfenahme einer Bandsäge, teilweise auch mit Handsägen, in tiegelgerecht große Stücke geschnitten, um diese anschließend gut in einem Muffelofen platzieren zu können. Bevor die Proben jedoch verascht wurden, wurden deren Jahresringe gezählt und notiert. Soweit vorhanden, wurde je Probe ein Minimum von 150 g des luftgetrockneten Holzes auf Porzellantiegel aufgeteilt. Um eine Kreuzkontamination während des Verbrennungsprozesses zu vermeiden, wurden die Proben jeweils separat verascht. Dies geschah bei 800 °C über 12 Stunden. Anschließend ruhten die Proben, bis sie wieder auf Raumtemperatur abgekühlt waren (abgedeckt oder im Muffelofen stehend). Mit Hilfe eines teflonbeschichteten Spatels und Wägepapier wurde die Holzasche in ein Schnappdeckelgläschen überführt und die letzten zusammenhängenden Aschefasern und Stücke aufgebrochen und homogenisiert. An einer Feinwaage wurde die jeweilige Ausbeute bestimmt und festgehalten. Der Druckaufschluss der Holzproben erfolgte in zuvor gereinigten 5 mL PTFE Würfelchen. Mindestens 40 ($\pm 1,5$) mg der gewonnen Holzasche wurden hierfür in einen der Würfel überführt und ein Gesamtvolumen von 1 mL konzentrierter HNO_3 (65 %, supra) wurde tropfenweise aufgetragen, da oftmals eine sehr starke Reaktion mit der Säure auftrat, was auf einen hohen Karbonatgehalt und einen stark alkalischen pH-Wert zurückzuführen ist (Füzesi et al. 2015; Misra et al. 1993). Die befüllten Würfel wurden anschließend gut verschlossen und für 24 Stunden auf eine 100 bis 120 °C warme Heizplatte gestellt. Die somit chemisch in ihre Einzelteile aufgebrochenen Proben wurden daraufhin mit geöffnetem Deckel bei mindestens 100 °C auf der Heizplatte eingedampft und somit trocken bis zum nächsten Schritt aufbewahrt.

b) Bodenproben – „bioverfügbarer“ Anteil

Mindestens 300 (± 1) mg der gesiebten Bodenproben wurden für den Druckaufschluss zunächst in 15 mL PTFE Gefäße überführt und die exakte Einwaagemenge notiert. Anstelle eines vollständigen chemischen Aufschlusses, wie er bei allen übrigen Probentypen durchgeführt wurde, wurde bei den Bodenproben nur eine partielle „Verdauung“ durchgeführt. Da Boden ein komplexes heterogenes Medium ist, das aus mehreren Mineralien mit nicht unbedingt identischen Strontiumisotopien (und Bleisotopien) bestehen kann (Stewart et al. 1998), welche zu unterschiedlichen Anteilen bioverfügbar sind, wurde hier eine Methode verwendet, welche schwer lösliche Komponenten des Bodens, wie z. B. Silikate, unangetastet lässt (Carter und Gregorich 2008). Das Herauslösen des bioverfügbaren Bodenanteils wurde dabei in zwei aufeinander folgenden Schritten modifiziert nach Vohberger (2011) durchgeführt.

Zunächst wurden die Proben tropfenweise mit insgesamt 2 mL 35%iger HCl (supra) versetzt. Eine starke Reaktion mit der Salzsäure ist dabei auf einen hohen Karbonatanteil in den Bodenproben zurückzuführen (Lewis und McConchie 1994; Weber et al. 2005). Die Inkubationszeit der Säure betrug 24 Stunden im geschlossenen Gefäß bei 100 – 120 °C. Anschließend wurde die Säure bei mindestens 100 °C abgeraucht. Der zweite Schritt besteht aus einem Aufschluss durch konzentrierte HNO₃ (65 %, supra). Auf die abgekühlten Proben wurden dabei 1 mL der Salpetersäure getropft. Trotz der vorangehenden Behandlung mit HCl war auch hier bei manchen Proben eine deutliche Säurereaktion sichtbar. Diese weist das Vorhandensein von Organik nach (Pansu und Gautheyrou 2006). Auch bei diesem Aufschlussschritt wurden die Proben mit geschlossenen Deckeln 24 Stunden lang auf die Heizplatte bei 100 – 120 °C gestellt. Die Stärke der Reaktionen mit den Säuren wurde pro Probe notiert. Nachdem die Proben wieder auf Raumtemperatur abgekühlt waren, wurde die Säurelösung mit den darin enthaltenen gelösten Stoffen von den nicht gelösten Bodenpartikeln getrennt. Hierfür wurde zunächst so viel wie möglich von der flüssigen Phase mit Hilfe einer Pipette in ein 2 mL Eppendorf Safe-Lock Tube überführt. Die in dieser Phase enthaltenen Kleinstpartikel wurden daraufhin durch Zentrifugieren bei 11 000 rpm über eine Dauer von 10 min abgesetzt und die davon deutlich trennbare klare Lösung in ein frisches 5 mL PTFE Würfeln pipettiert. Im nächsten Schritt wurden die gelösten Partikel auf der Heizplatte bei mindestens 100 °C eingedampft, bis keine Säureflüssigkeit mehr vorhanden war. Ein zusätzlicher Reinigungsschritt wurde anfangs nur bei besonders dunkel gefärbten Proben angehängt und zur Vereinheitlichung bei allen von mir bearbeiteten Proben durchgeführt. Hierbei handelt es sich um einen erneuten Druckaufschluss mit 1 mL konzentrierter HNO₃ (65 %, supra) über 24 Stunden bei 100 – 120 °C. Es ist wichtig zu betonen, dass dieser Schritt nicht zu einem weiteren Herauslösen von Stoffen aus der Bodenprobe führte, da nicht gelöste Partikel bereits entfernt worden waren und lediglich die bereits aufgeschlossenen Partikel zum wiederholten Male nochmals in Lösung gebracht wurden. Nach dem Druckaufschluss wurde die Salpetersäure abermals auf der Heizplatte mit geöffneten Deckeln abgeraucht. Je nach Probe war der Säuredampf dabei mehr oder weniger stark gefärbt und die eingedampften Proben wiesen dadurch eine weniger starke Färbung auf. Dieser Schritt dient der Reinigung und dem weiteren Aufschluss der Proben, wodurch ein Verstopfen und/oder Verkleben der Resinoberfläche in der anstehenden Säulentrennung verhindert oder zumindest reduziert werden sollte. Bis zum nächsten Schritt wurden die Bodenproben in trockenen Zustand und in den geschlossenen PTFE Würfeln aufbewahrt.

c) Wasserproben

Die nach dem Eindampfen der Wasserproben vorliegenden Elemente, darunter vor allem Mineralien in Form von Erdalkalisalzen aber auch organische Komponenten, wurden in den 15 mL PTFE Gefäßen unter der Einwirkung von 1 mL konzentrierter HNO₃ (65 %, supra) über 24 Stunden bei 100 – 120 °C im geschlossenen Gefäß aufgeschlossen. Die Säure wurde anschließend auf der Heizplatte abgeraucht und die Proben in diesem Zustand aufbewahrt.

C 1.1.3 Säulentrennung

Nach dem chemischen Aufschluss der verschiedenen Probenmaterialien wurde das in den Proben enthaltene Strontium mit Hilfe einer Säulentrennung von den restlichen Elementen getrennt. Dieser Trennschritt ist für eine erfolgreiche Isotopenmessung der Elemente Strontium und Blei anhand einer thermischen Ionisations Massenspektrometrie (TIMS) notwendig, da eine hohe Anzahl an Kationen andernfalls eine Ionisierung der Elemente unterbindet (Montgomery 2002). Der Ablauf der Säulentrennung war bei allen Probentypen identisch. Angepasst wurde jeweils nur das Volumen der aufgetragenen Probenmenge und die Anzahl der Durchläufe. Das Grundprinzip der angewandten Säulentrennung stammt von Pin et al. (2003) und wurde mit moderaten Änderungen nach Vohberger (2011) durchgeführt.

Da zu viel enthaltene Fremdionen die Präzision der massenspektrometrischen Messung des biogenen Strontiumisotopenverhältnisses beeinträchtigen können, vor allem solche die eine vergleichbare Masse besitzen (wie z. B. ^{87}Rb), ist es für die Genauigkeit der Messdaten von höchster Wichtigkeit, solche Störfaktoren zu beseitigen. Die **Isolierung der Strontiumionen** erfolgt dabei unter der Verwendung einer Extraktionschromatographie. An der festen Phase gebundene Elemente werden durch eine pH-Änderung der mobilen Phase eluiert. Als feste Phase und Extraktant wurde strontiumspezifisches Resin, ein Kunstharz der Firma TrisKem International, verwendet. Dieses besitzt einen in Oktanol gelösten Kronenether (4,4'(5')-di-t-butylcyclohexano-18-Krone-6), welcher unter Bindung zweier Nitratanionen einen Komplex bindet, in welchem Kationen gebunden werden können (siehe Abbildung 18). Die Affinität verschiedener Ionen zu dem Sr Resin ist dabei von der Molarität der als mobile Phase verwendeten Salpetersäure abhängig (TrisKem International 2014). Wie den Affinitätskurven von Horwitz et al. (1992) zu entnehmen ist, steigt die Affinität des Resins zu Strontiumionen mit steigender Molarität der Säure an und erreicht ein Maximum zwischen 3 und 8 M HNO_3 . Die Affinität der anderen Erdalkalielemente ist mit Ausnahme von Barium sehr gering und fällt bei steigender Säurekonzentration meist ab.

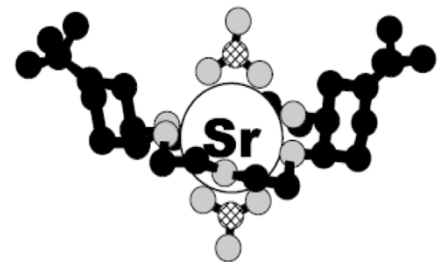


Abbildung 18 Modellerte Darstellung des im strontiumspezifischen Resin vorliegenden Kronethers in einer Komplexbildung unter Bindung von zwei Nitrationen und einem Strontiumion (aus Dietz und Jensen 2004).

Die Säulentrennung wurde anfangs nach einer bestehenden Mischungsformel für 10 M Salpetersäure durchgeführt. Diese wurde ab dem 28.6.2016 jedoch für **8 M HNO_3** angepasst, um die Strontiumausbeute und die darin enthaltene Anzahl der Störfaktoren zu verbessern. Das nachfolgende Protokoll ist an die Verwendung von 8 M HNO_3 angepasst. Die Säulentrennung wurde unter der Verwendung von ultra-reinen Säuren und bi-distilliertem Wasser durchgeführt.

Da die Proben nach dem letzten Aufschlussschritt vor der Säulentrennung eingedampft wurden, mussten diese zunächst wieder **in Lösung gebracht** werden. Um die optimale Affinität des Sr Resins zu Sr^{2+} -Ionen im Augenblick der Probenauftragung sicherzustellen, wurden die Proben mit 1 mL 8 M HNO_3 (ultra) versetzt und über eine Dauer von mindestens 20 Minuten auf der Heizplatte bei 100°C mit geschlossenen Deckeln resolubilisiert.

Währenddessen wurden die Säulchen, welche aus einem PTFE-Schrumpfschlauch bestehen und mit einem 35 μm HDPE Filter ausgestattet sind (siehe Abbildung 19), für die Säulentrennung vorbereitet und **gesäubert**. Hierfür wurden diese zunächst mit ungefähr 75 μL , in bi-distilliertem Wasser gelöstem, Sr Resin befüllt, sodass der obere Teil der Fritte vollständig mit dem Resin gefüllt vorlag. Daraufhin wurden die Säulchen, wie auch das Resin, gereinigt. Hierfür wurden diese nacheinander zunächst mit 1 mL 8 N HNO_3 (ultra) und daraufhin mit 1 mL 6 N HCl (supra) durchgespült. In einer mobilen Phase von 8 N Salpetersäure werden bivalente Kationen, wie Barium und Kalzium, eluiert. Eine mobile Phase von 6 N Salzsäure entfernt hingegen Blei von der stabilen Phase. Erst nachdem die vorige Flüssigkeit oberhalb des Filters vollständig abgelaufen war, wurde die nächste Lösung langsam und vorsichtig darauf pipettiert, um eine Vermischung der beiden Säuren zu verhindern. Durch das langsame Pipettieren konnte eine Verwirbelung des Resins größtenteils vermieden werden. Der letzte Reinigungsschritt wurde mit 1 mL bi-distilliertem Wasser durchgeführt. An den Säulchen haftendes Strontium wurde hiermit entfernt und die flüssige Phase wieder neutralisiert.

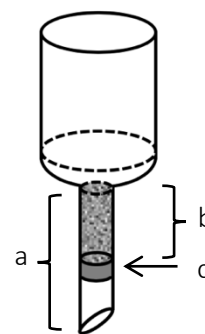


Abbildung 19 Schematische Darstellung eines Säulchens:
a = Fritte
b = Resin befüllter Bereich
c = Filter

Die nun reinen Säulchen wurden anschließend mit 100 μL 8 N HNO_3 (ultra) konditioniert und mit den gelösten **Proben beladen**. Während bei den Pflanzenproben und den Bodenproben 300 μL Probenlösung eine ausreichende Ausbeute für eine Isotopenmessung ergaben, wurde für die Wasserproben jeweils der gesamte 1 mL der Probenlösung aufgetragen. Um die Sr^{2+} -Ionen aus den Proben an das Sr Resin gebunden zu halten, andere Elemente jedoch aus der flüssigen und gebundenen Phase zu waschen, wurden die Säulchen mehrfach mit 8 N HNO_3 (ultra) beladen. Dabei variierte das Volumen der aufgetragenen Salpetersäure wie folgt: 100 μL , 200 μL , 600 μL und 200 μL . Das Herauslösen der an der festen Phase gebundenen Strontiumionen erfolgte zum Abschluss der Säulentrennung unter Zugabe von 1 mL 0,05 N HNO_3 auf die Säulchen. Die durchgelaufene Flüssigkeit, welche die eluierten Strontiumionen enthält, wurde in sauberen PTFE-Würfeln aufgefangen. Anschließend wurden die Proben abermals auf der Heizplatte eingedampft.

Sowohl für die Pflanzen- als auch für die Bodenproben wurden die Proben erneut in 1 mL 8 M HNO_3 (ultra) gelöst und die gesamte Säulentrennung **wiederholt**, wobei diesmal die gesamte Probenlösung aufgetragen wurde. Dies war notwendig, da anderenfalls zu viele Störfaktoren in der eluierten Strontiumlösung enthalten gewesen und eine gute massenspektrometrische Messung verhindert worden wäre.

C 1.1.4 Massenspektrometrische Messung der Strontiumisotopie

Die massenspektrometrische Messung des $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnisses wurde bei Herrn Prof. Dr. Stefan Hölzl im Isotopenlabor am Zentrum für Rieskrater- und Impaktforschung Nördlingen (ZERIN) durchgeführt. Die Messung erfolgte unter der Verwendung eines **Feststoffmassenspektrometers** (Firma Finnigan mit fixem Multikollektor MAT 261 (TIMS)) unter Hochvakuum, wie folgt (Baudler 2007; Hoefs 2010; Vohberger 2011):

Die Proben wurden mit Hilfe eines Lösemittels auf einen Wolframfaden aufgetragen. Durch das zusätzliche Auftragen eines Ta-Fluorids („Birk’sche Lösung“) wurde die Ionisierung der Proben verbessert. Diese erfolgte unter Temperaturen über 1200 °C. Zur Entfernung von Rubidiumrückständen in den Proben wurden kontrollierte Aufwärmsschritte durchgeführt. Das ionisierte Strontium wurde mittels einer elektrischen Spannung in Richtung eines Magnetfeldes beschleunigt und in diesem nach seinem jeweiligen Masse/Ladungs-Verhältnis in verschiedene Kreisbahnen gelenkt. Die Sr^{2+} -Ionen wurden von einem speziellen Auffangsystem eingesammelt. Dieses besteht aus fünf Faraday’schen Cups, welche je nach Isotopenvorkommen verschiedene Spannungen annehmen. Der Spannungsunterschied dieser wird durch einen Gleichstromverstärker für das verbundene computergestützte Registrierungssystem auslesbar. Jede Probe wurde in je 3 Blocks 19-mal gemessen, wodurch die Gesamtmessung einer Probe aus **57 Einzelwerten** besteht. Die Messungen erzielten einen relativen Messfehler von $\pm 0,00001$. Das „wahre“ Isotopenverhältnis einer Probe wurde ermittelt, indem aus den Werten, welche innerhalb des Bereichs des Mittelwertes \pm der zweifachen Standardabweichung aller Messergebnisse fallen, der Mittelwert gebildet wurde.

Eine mögliche Fraktionierung der Strontiumisotope und somit eine Änderung des biogenen $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnisses während des analytischen Verfahrens wurde mit Hilfe des international anerkannten $^{88}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnisses von 8,3752 korrigiert (Steiger und Jäger 1977).

Für die interne Kontrolle und Vergleichbarkeit der Isotopenmessung wurde das Standard Referenz Material (**SRM**) **987**, SrCO_3 , des National Institute of Standards and Technology (kurz NIST; Gaithersburg, MD, USA) regelmäßig gemessen. Mit einem $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnis von $0,71019 \pm 0,00003$ ($n = 232$; Lengfelder et al. 2019), liegt der Wert der Messung in dem vom Hersteller angegebenen Bereich von $0,71034 \pm 0,00026$ (Moore et al. 1982).

Als laborinterne Kontrolle zur Überprüfung der Reinheit in allen vorgenommenen Schritten wurde der Standard „Bone Ash“, SRM 1400 (NIST, Gaithersburg, MD, USA), bei jedem Probendurchlauf mindestens einfach mitgeführt. Das $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnis aller bearbeiteter **SRM 1400** Proben besitzt einen Wert von $0,713090 \pm 0,000022$ ($n = 10$) (Lengfelder et al. 2019).

Um eine erfolgreiche Messung und die Homogenität der Proben sicherzustellen und gleichzeitig eine mögliche Verschmutzung der Proben ausschließen zu können, wurde der zweifache Standardfehler in Prozent (**$2 * \text{SE} [\%]$**) der 57 Einzelmessungen herangezogen. Als Maß der gewünschten Messgenauigkeit und der erlaubten Abweichung des Stichprobenmittelwerts vom wahren Mittelwert der Probe wurde hierbei ein Grenzwert von 0,0053 herangezogen. Isotopenverhältnisse von Messungen, deren **$2 * \text{SE} [\%]$** über dieser Grenze lagen, wurden von der Analyse ausgeschlossen und die Messung gegebenenfalls wiederholt.

C 1.2 Messung der Strontiumkonzentration

Die Kalkulation der Strontiumisotopie lokaler Vertebraten wurde unter Gewichtung der Strontiumquellen nach deren Strontiumkonzentration durchgeführt, da die verwendeten Strontiumquellen erhebliche Unterschiede in ihrem Strontiumanteil aufweisen und manche Quellen die Strontiumisotopie in Säugetieren stärker beeinflussen als andere. Daher wurde der bioverfügbare Anteil des Strontiums extrahiert und dessen Konzentration gemessen. Dies erfolgte unter Verwendung einer optischen Emissionsspektrometrie mit induktiv gekoppeltem Plasma (ICP-OES) nach der EN ISO 11885:2009 Methode in den Laborräumen von Prof. Dr. Rudolf Huth, der Hochschule Weihenstephan-Triesdorf, in Weidenbach.

C 1.2.1 Vorbereitung der Umweltproben

Die Emissionsspektrometrie der verschiedenen Probenmatrices wurde für alle Proben gleich durchgeführt. Da die Proben für die Messung der Strontiumkonzentration in gelöster Form vorliegen müssen, wurden die Proben vor der eigentlichen Messung der Konzentration probentypspezifisch aufgeschlossen. Durch die Notwendigkeit eines kontinuierlichen Probenflusses über die Messdauer (sowie die Spülzeit) während der Konzentrationsbestimmung mittels ICP-OES, wurden die Probenaufschlüsse auf ein Volumen von 10 mL Messlösung verdünnt.

a) Vegetation

Die Holzproben wurden entsprechend der Reinigungs-, Probenvorbereitungs- und Extraktionsschritte für die Ermittlung des $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnisses bearbeitet, einschließlich des Trockenaufschlusses durch Verasche. In Weidenbach wurde die Holzasche mit Hilfe einer Mikrowellenaufschluss-Apparatur nass aufgeschlossen. Hierfür wurden 20 mg der Proben in 6 mL Quarzeinsätze überführt. Nach der Zugabe von 1 mL konzentrierter HNO_3 (supra) wurden diese gut verschlossen. Die Behälter wurden in das Rotorsegment eingesetzt und in den Rotor platziert. Unter laufendem Mikrowellensystem wurden die Ascheproben über eine Aufheizzeit von 11 Minuten auf die Maximaltemperatur von 190 °C erwärmt und diese Temperatur 13 Minuten lang gehalten. Die aufgeschlossenen Proben wurden anschließend in 10 mL Messkolben überführt und mit Reinstwasser auf ein Volumen von 10 mL aufgefüllt. Die anschließende Messung der Strontiumkonzentration erfolgte in ppm.

b) Boden

Die Bodenproben wurden entsprechend der gesamten Prozedur des Reinigungs- und Aufschlussverfahrens der Bodenproben für die Messung der bioverfügbaren Strontiumisotopensignatur vorbereitet. Die eingedampften Bodenaufschlüsse wurden in Weidenbach mit 1 mL konzentrierter Salpetersäure (supra) versetzt und 20 Sekunden lang in einem Ultraschallbad resolubilisiert. Anschließend wurde die gelöste Probe in einen 10 mL Messkolben gegeben und durch die Zugabe von Reinstwasser auf das gewünschte Volumen von 10 mL gebracht. Die Messung der Strontiumkonzentration erfolgte in ppm.

c) Grundwasser

Rund 200 mL der unbearbeiteten Grundwasserproben wurden durch Zentrifugation von Schwebestoffen befreit, welche die Rohre der ICP-OES verstopfen und eine Messung somit behindern könnten. Da in den Wasserproben eine geringere Strontiumkonzentration als in den anderen beiden Festmatrices zu erwarten war, wurde ein größeres Messvolumen für die Konzentrationsmessung herangezogen und diese in ppb gemessen.

C 1.2.2 Konzentrationsmessung mittels ICP-OES

Bei der **Konzentrationsmessung** mittels ICP-OES werden die Proben zunächst durch einen Probenzerstäuber in eine Aerosolphase gebracht. Die im Aerosol enthaltenen Atome werden anschließend in einem Plasmabrenner in einen angeregten Zustand versetzt. Die Wellenlänge, der durch das induktiv gekoppelte Plasma induzierten, optischen Emission ist elementspezifisch und wird mit Hilfe eines Gitterspektrometers von dem Spektrum der Gesamtemission aufgetrennt. Die Intensität der verschiedenen Spektren wird mittels eines Detektors quantifiziert und ist linear proportional zu der in der Probe enthaltenen Konzentration der darin enthaltenen Elemente. Für die Ermittlung der Strontiumkonzentration in den Proben wurde die Wellenlänge von 421,552 nm zur Auswertung herangezogen, bei welcher keine Störelementsignale auftreten (EN ISO 11885:2009). Durch den linearen Zusammenhang zwischen Konzentration und Emissionsintensität konnte die Quantifizierung der Konzentration über eine externe Kalibrierung durch eine Bezugsgerade, welche mit Hilfe der Messung der Certipur Strontium-Standardlösung (1000mg/L; Merck) und Blindwertlösungen erstellt wurde, erfolgen (Rüdel et al. 2011).

Die Richtigkeit und Stabilität der **Kalibrierung** wurde über die Messdauer einer Messserie hinweg regelmäßig (nach jeder 5. bis 7. Probe) mit Hilfe der Kalibrierlösung und einer ICP-Mehrelementstandardlösung überprüft. Dabei wurden Abweichungen bis zu 10 % toleriert. Bei einer Überschreitung der Kontrollgrenze wurden alle Messungen der Messserie wiederholt. Auch eine Blindwertlösung wurde pro Aufschlussserie mitgeführt und die Messwerte des Probenmaterials entsprechend um den Blindmesswert korrigiert. Hierdurch können eventuelle Verschleppungen von Probenmaterial herausgerechnet werden.

Matrixinterferenzen wurden durch eine Isotopenverdünnungsanalyse ausgeschlossen. Dabei wurden bei den verschiedenen Matrices (Wasser, Bodenextrakte und Ascheaufschlüsse) **Spike-Experimente** durchgeführt. Eine bekannte Menge eines Standards mit definierter Strontiumkonzentration wurde zu mindestens einem Aliquot einer Probenlösung hinzugegeben. Bei der darauffolgenden Konzentrationsmessung mittels ICP-OES wurden die beiden Strontiumkonzentrationen der Aliquots verglichen und überprüft, ob die der Probe zugegebene Strontiumkonzentration wiedergefunden werden kann. Das Vorhandensein von Matricesbestandteilen, welche das Analysesignal der Emission verstärken oder unterdrücken können und verursachen würden, dass die lineare Regressionskurve zwischen Konzentration und Emissionssignal eine andere Steigung aufwies als die Kalibrierungskurve, konnte auf diesem Wege ausgeschlossen werden.

Jede Probe wurde **dreifach** gemessen und deren Mittelwert und Standardabweichung bestimmt.

Die Messgenauigkeit des ICP-OES-Apparats wurde zusätzlich an Hand des **SRM 1400** Standards (NIST, Gaithersburg, MD, USA) getestet. Die Messungen ergaben Strontiumkonzentrationen von $255,5 \pm 1,79$ ppm ($n = 2$; Lengfelder et al. 2019), welche im Rahmen der zertifizierten Konzentration des Standards von 249 ± 7 ppm liegen (Reed 1992).

Zusätzlich wurden während des Aufschlussverfahrens der Bodenproben **Blindproben** mitgeführt, um den Einfluss der verwendeten Chemikalien während der Extraktion des bioverfügbaren Bodenanteils und die Reinheit der Arbeitsumgebung zu ermitteln. Hierfür wurden bei drei verschiedenen Bodenaufschlussreihen saubere PTFE-Würfel ohne Probenzugabe wie die Bodenproben behandelt und deren Konzentrationen anschließend gemessen. Die Messungen ergaben eine Strontiumkonzentration von $39,13 \pm 0,26$ ppb ($n = 3$; Lengfelder et al. 2019). Der externe Strontiumeintrag beträgt somit weniger als 1 % der Gesamtkonzentration der Bodenproben und wurde aufgrund der geringen Menge vernachlässigt.

C 1.2.3 Berechnung der Ausgangskonzentration

Alle Konzentrationsangaben beziehen sich auf das Einwaagegewicht der unbearbeiteten Proben. Hierfür wurden die an der ICP-OES gemessenen Werte zurück über die Verdünnung der Proben auf ihr Einwaagegewicht berechnet. So bezieht sich die Konzentration der Wasserproben auf die nassen Wasserproben, die der Bodenproben auf das Trockengewicht der gesiebten Proben und die der Holzproben aber auf das Aschegewicht.

Da die Strontiumkonzentrationen für das Mischungsmodell benötigt werden und die Holzkonzentration als Stellvertreter der Konzentration in pflanzlicher Nahrung herangezogen wird, wurde eine Umrechnung der Holzaskhekonzentrationen zurück auf das jeweilige Nassholzgewicht durchgeführt. Lediglich bei den neuesten, noch schnittfrischen, Holzproben, bei welchen die Lagerzeit für eine Lufttrocknung nicht ausreichend war, konnte der Wasserverlust während einer Ofentrocknung erfasst werden. Dies war bei sechs Proben der Fall. Der Gewichtsverlust betrug dabei 22,92 – 26,29 %. Um die Plausibilität der in dieser Studie beobachteten Werte zu überprüfen, wurden Literaturvergleichswerte herangezogen. Nach Lasselsberger (2002) besitzt erntefrisches Holz einen Wassergehalt von 40 %, luftgetrocknetes Holz hingegen nur noch 15 %. Dies bestätigt, dass bei einem Trocknungsvorgang allgemein mit einem Gewichtsverlust von 25 % zu rechnen ist. Luftgetrocknetes Holz nimmt dementsprechend nur noch 75 % seines ursprünglichen Nassgewichts ein. Die daran anknüpfende Veraschung der Holzproben bringt nochmals einen Masseverlust mit sich. Nach Lasselsberger (2002) beträgt der Aschegehalt eines Trockenholzes 0,5 – 1 %. Bei den hier bearbeiteten 28 Holzproben wurden Aschegehalte von 0,2 – 1 % beobachtet, wobei der Median bei 0,5 % liegt. Da bei diesen jedoch mit einem leichten Probenverlust durch Verwirbelung innerhalb des Muffelofens und das Anhaften an die verwendeten Porzellantiegel nach der Veraschung zu rechnen ist, wurde mit einem leicht erhöhten Aschegehalt von 0,8 % gerechnet. Die Strontiumkonzentration der Ascheproben wurden daher mit $0,008 \cdot 0,75$ multipliziert, um die Konzentration der Nassholzproben zu erhalten (Lengfelder et al. 2019).

C 2 Blei

C 2.1 Aufbereitung der Bleiprobe

Die Aufbereitung der Proben sowie die Extraktion der anorganischen Matrix wurden an der Ludwig-Maximilians-Universität München in Martinsried durchgeführt. Im Vorfeld dieser Arbeit wurden im Rahmen des Transalpin Projekts bereits Holzproben für die Messung der Bleiisotopie bearbeitet und die Messergebnisse in das Analysedatenset dieser Arbeit aufgenommen (47 % der Holzdaten). Sowohl die Reinigung als auch die Probenvorbereitung und die Extraktion der zu messenden Probenbestandteile erfolgten für die für Isotopenanalyse und die Konzentrationsmessung des Elements Blei entsprechend den materialspezifischen Verfahren der Strontiumanalyse (siehe Kapitel IIC 1.1 und C 1.2).

Lediglich die Bearbeitung der Wasserproben für die Isotopenmessung wurde für die Bleimessungen angepasst, da in Wasser wesentlich weniger Blei enthalten ist als Strontium und hier eine Kontaminationsgefahr deutlich höher ist. Das Wasser wurde für die Isotopenmessung von Blei daher nicht gefiltert, um jeden unnötigen Kontakt mit anderen Oberflächen zu vermeiden. Auch wurde das eingesetzte Volumen erhöht, sodass insgesamt 150 mL jeder Probe nach und nach über einen Zeitraum von über 18 Stunden in 15 mL PTFE Gefäßen eingedampft wurden. Da die heutige Bleibelastung in der Atmosphäre sehr groß ist und die Wasserproben einen sehr geringen Bleigehalt besitzen, wurde zusätzlich eine SRM 1400 Stammlösung angesetzt (100 mg/L) und mit dieser eine Eindampfungsreihe erstellt. Dabei wurden verschiedene Volumina der Stammlösung (10 bis 750 µL) mit je 150 mL bi-distillierten Wasser versetzt und diese parallel zu den Grundwasserproben eingedampft. Dieser Vorgang beruhte auf der Idee, mit Hilfe dieser Bleiisotopendaten eine Eichgerade zu erstellen. Da die Zugabe des Standards mit bekannter Bleikonzentration durchgeführt wurde, könnte somit die Konzentration und der Anteil des atmosphärischen Beitrags von Blei in die eingedampften Proben berechnet und nachträglich korrigiert werden.

C 2.2 Bleiisotopenmessung

Sowohl die für Blei notwendige Säulentrennung als auch die massenspektrometrische Messung wurden im Zentrum für Rieskrater- und Impaktforschung Nördlingen (ZERIN) des Museums für Naturkunde von der Arbeitsgruppe von Prof. Dr. Stefan Hölzl durchgeführt. Je nach Probenmaterial wurden verschiedene Materialmengen für die Säulentrennung herangezogen: 150 mg Holzasche, der gesamte aus 300 mg Bodenprobe extrahierte bioverfügbare Anteil und die aus 150 mL Wasser eingedampften mineralischen Rückstände.

Die Proben wurden zunächst in 1 mL HNO_3 (ultra) gelöst und in Quarzgefäße überführt. Im Fall der Holzaschen wurden die Proben gleich in die Quarzgefäße eingewogen und direkt in diesen gelöst. Anschließend wurden die Proben über eine Dauer von 2 Stunden unter Rotlicht eingedampft und daraufhin bei 800 °C über 4 Stunden hinweg in geschlossenen Quarzgefäßen **nass verascht**. Danach wurden die Proben vollständig mit konzentrierter Bromwasserstoffsäure (8,89 M HBr) bedeckt. Dieses wurde über circa 30 Minuten unter Rotlicht evaporiert. Ein erneutes Lösen der Proben wurde unter Zugabe von 9 Tropfen 0,5 N HBr über eine Minute in einem Ultraschallbad durchgeführt. Nachfolgend wurden die Proben bei 13 400 rpm über drei Minuten lang zentrifugiert. Der gesamte Überstand wurde abgenommen und für die folgende Säulentrennung verwendet.

Dieser geht eine **Reinigung der Säulchen** voraus. Als feste Phase wurde das Ionenaustauschharz Dowex (1x8) herangezogen. Die Säulchen wurden mit 40 µL des Resins befüllt und dieses folglich zunächst mit bi-distillierten Wasser und sukzessiv mit 6 N HCl, bi-distillierten Wasser, 6 N HCl, bi-distillierten Wasser und 1 N HNO_3 gereinigt. Durch einen erneuten Durchlauf von bi-distillierten Wasser wurde das Resin neutralisiert und dieses anschließend mit 2 Tropfen 0,5 N HBr konditioniert.

Für die Säulentrennung wurden die vorbereiteten Säulchen mit den in 0,5 N HBr gelösten Proben beladen. Überschüssiges Probenmaterial wurde durch mehrfaches Auswaschen mit 0,5 N HBr ausgespült. Das Probenblei wurde unter der wiederholten Zugabe von 6 N HCl eluiert und unter Rotlicht über 1,5 h eingedampft. Um das so gewonnene Blei von weiteren Störelementen zu befreien, folgte anschließend eine zweite **Säulentrennung**, welche mit HCl als nasse Phase durchgeführt wurde. Die Säulchen wurden entsprechend der ersten Säulentrennung gereinigt, die Konditionierung jedoch mit 2 Tropfen 2 N HCl durchgeführt. Um die Proben in dieselbe Phase zu bringen, wurden diese mit 100 µL 2 N HCl versetzt und in dieser gelöst. Die ganzen 100 µL der Probenlösung wurden auf die sauberen Säulchen aufgetragen. Von dem Resin wurden durch die zweimalige Zugabe von 2 N HCl weitere Probenbestandteile abgewaschen und das Blei anschließend unter Wechsel der flüssigen Phase zu 6 N HCl eluiert. Die Proben wurden in PTFE Gefäßen aufgefangen und nach Zugabe von 1 µL HClO₄, welches überschüssige Organikreste zersetzt, unter Rotlicht eingedampft.

Unter Verwendung der Silicagel-Technik wurden die Bleiprobe anschließend auf Rheniumfilamente geladen und deren Isotopenzusammensetzung an einem **Feststoffmassenspektrometer** (Firma Finnigan mit fixem Multikollektor MAT 261 (TIMS)) gemessen. Jede einzelne Probe wurde 57-mal gemessen und das Isotopenverhältnis, welches dem „wahren“ Wert am nächsten kommt, mittels einer Mittelwertbildung aus allem in den $\mu \pm 2$ SD Bereich fallenden Einzelwerten definiert.

Wie auch bei der Messung der Strontiumisotopie, wurde für die Determinierung einer erfolgreichen und stabilen Messung der zweifache Standardfehler in Prozent ($2 * SE [\%]$), der für den Mittelwert herangezogenen Einzelmessungen, verwendet. Abhängig vom betrachteten Isotopenverhältnis wurden dabei maximale noch zugelassene Grenzwerte von $^{208}\text{Pb}/^{204}\text{Pb} = 0,210$; $^{207}\text{Pb}/^{204}\text{Pb} = 0,160$; $^{206}\text{Pb}/^{204}\text{Pb} = 0,110$; $^{208}\text{Pb}/^{207}\text{Pb} = 0,051$; $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb} = 0,051$ angewendet. Messungen, bei denen einer dieser Grenzwerte überschritten wurden, wurden nicht für die Auswertung verwendet und wenn möglich nochmals gemessen.

Wie in Kapitel IC 2.1 beschrieben, bezieht man sich bei der Messung von Bleiisotopen auf die Messwerte mitgeführter Standards. Dies ist notwendig, da die gemessene Bleiisotopie aufgrund von Fraktionierungsprozessen, welche während der Messung auftreten können, von dem originalen Signal abgeändert werden kann. Daher wurde der Standard **SRM 982** (NIST, Gaithersburg, MD, USA) mit jeder Messcharge unter regelmäßigen Abständen gemessen und anhand dessen eine externe Korrektur der Proben durchgeführt. In dem Zeitraum vom 02.03.16 bis 24.05.18 wurde der Standard 147-mal gemessen. Die mittleren Messergebnisse des Standards sind in Tabelle 4 zusammengetragen. Die korrigierten Werte richten sich dabei nach den zertifizierten Konzentrationsverhältnissen von $^{206}\text{Pb}/^{204}\text{Pb} = 36,739 \pm 0,036$ und $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb} = 2,141 \pm 0,001$ (May et al. 2004).

Tabelle 4 Mittlere Messergebnisse und Werte der korrigierten Isotopenverhältnisse der Standards SRM 982 (n = 147) mit Angabe des zweifachen Standardfehlers (SE) der Messung in [%].

SRM 982	$^{208}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$	2 * SE [%]	$^{207}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$	2 * SE [%]	$^{206}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$	2 * SE [%]
gemessen	36,629	0,015	17,117	0,013	36,682	0,012
korrigiert	36,780	0,201	17,170	0,151	36,758	0,101
SRM 982	$^{208}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$	2 * SE [%]	$^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$	2 * SE [%]		
gemessen	2,140	0,003	2,143	0,003		
korrigiert	2,142	0,050	2,141	0,050		

Als weitere Qualitätskontrolle wurde der Standard **SRM 1400** („Bone Ash“ der Firma NIST, Gaithersburg, MD, USA) als laborinterne Kontrolle mitgeführt. Dieser wurde einerseits bei jeder Charge, welche in den Laborräumen in Martinsried bearbeitet wurden, mitgeführt sowie bei der Bleiextraktion selbst in Nördlingen. Dabei wurde dort ein Standard auf jeweils vier Proben gemessen. Während der Messung der

Umweltproben wurden insgesamt 34 Bone Ash Proben ab der Säulentrennung mitbearbeitet. Die Messergebnisse sind in Tabelle 5 dargestellt. Auch die zwei seit der Bodenextraktion mitgeführten Standards liegen innerhalb dieser Spanne.

Tabelle 5 Messergebnisse der SRM 1400 Proben, welche während der Säulentrennung der Umweltproben mitgeführt wurden (n = 34).

SRM 1400	$^{208}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$	2 * SE [%]	$^{207}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$	2 * SE [%]	$^{206}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$	2 * SE [%]
Mittelwert	38,582	0,200	15,664	0,150	18,361	0,100
Standardabweichung	6,617	0,034	2,686	0,026	3,1489	0,017
SRM 1400	$^{208}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$	2 * SE [%]	$^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$	2 * SE [%]		
Mittelwert	2,463	0,050	1,172	0,050		
Standardabweichung	0,422	0,009	0,201	0,009		

C 2.3 Konzentrationsmessung

Die Bleikonzentration der Umweltproben wurde in Weidenbach in den Laborräumen von Prof. Dr. Rudolf Huth, der Hochschule Weihenstephan-Triesdorf durchgeführt. Abhängig von der erwarteten Konzentration in den verschiedenen Probenmaterialien wurden diese entweder mittels einer optischen Emissionsspektrometrie mit induktiv gekoppeltem Plasma (ICP-OES) nach der EN ISO 11885:2009 Methode bei 220,353 nm gemessen oder aber anhand einer Graphitrohr-Atomabsorptionsspektrometrie (GAAS) bei der Wellenlänge von 283 nm nach dem DIN 38406-6:1998-07 Verfahren durchgeführt. Die Konzentration jeder Probe wurde unabhängig von der Methode dreimal gemessen und die Messergebnisse in Form des Mittelwerts \pm der zweifachen Standardabweichung angegeben. Die gemessenen Bleikonzentrationen wurden auf das Einwaagegewicht der unbearbeiteten Proben zurückgerechnet.

Etwa 300 mg der **Bodenproben** wurden entsprechend der Extraktionsmethode des bioverfügbaren Anteils in den Laborräumen der LMU München vorbereitet (Kapitel C 1.1.2b). Zusätzlich zu diesen wurden insgesamt drei Blanks mitgeführt. Die Proben wurden mittels ICP-OES gemessen, wofür sie zunächst für 20 Sekunden lang im Ultraschallbad in 1 mL konzentrierter Salpetersäure (supra) aufgelöst und mit Reinstwasser auf ein Volumen von 10 mL aufgefüllt wurden. Die Blindwerte der ICP-OES ergaben einen Mittelwert von $0,003 \pm 0,008$ (n = 3). Mit einer mittleren Bleikonzentration von 309,37 ppm in den Bodenproben, ist die durch Chemikalien und atmosphärischen Eintrag während der Bearbeitung unbeabsichtigt eingeführte Bleimenge vernachlässigbar klein.

Die **Vegetationsproben** wurden für die Bleikonzentrationsproben gemäß Kapitel IIC 1.2.1a) zunächst bis zur Veraschung im Muffelofen in Martinsried bearbeitet und anschließend in dem oben genannten Labor in Weidenbach mittels eines Mikrowellenaufschlusses in Lösung gebracht. Dabei wurden auch hier 20 mg Holzasche eingesetzt. Die Konzentrationsmessung von Blei erfolgte im Gegensatz zur Strontiummessung an der GAAS. Für diese wurden 20 μL der aufgeschlossenen Lösung verwendet, weshalb die Proben nicht auf 10 mL aufgefüllt wurden. Wellenlängen von 283 nm wurden als charakteristische Bleisignale detektiert und die Konzentration in ppm angegeben. Für die Rückrechnung der Aschekonzentration auf die Nassholzproben, wurden die Bleiwerte entsprechend dem Vorgang für die Strontiumkonzentration mit $0,008 * 0,75$ multipliziert (Lengfelder et al. 2019).

Die Messung des Bleigehalts in den **Wasserproben** erfolgte ebenfalls an der GAAS. Hierfür wurden die Wasserproben im Vorhinein zentrifugiert und anschließend direkt ohne vorausgehende Ansäuerung oder weitere Schritte gemessen.

Wie bei der Messung der Strontiumkonzentration wurden Richtigkeit und Stabilität der Messung auch hier durch eine regelmäßige **Kalibrierung** anhand einer Kalibrierlösung und einer ICP-Mehrelementstandard-Lösung sichergestellt.

C 3 Sauerstoff

Da es sich bei Sauerstoff um ein leichtes Element handelt, bei welchem Fraktionierungsprozesse schnell zu einer Änderung des originalen Isotopenverhältnisses innerhalb einer Probe führen, musste bei dem Umgang mit den Proben besonders darauf geachtet werden solche Prozesse zu unterbinden. Da dies nicht so einfach ist und auch unterschiedliche Moleküle ihren Sauerstoff aus unterschiedlichen Quellen beziehen können, welche verschieden viele Modifizierungen innerhalb eines Organismus durchgangen haben können, ist es wichtig nicht einfach den Gesamtsauerstoff innerhalb eines Materials zu messen, sondern gezielt Verbindungen zu extrahieren und erst dann deren Isotopenzusammensetzung zu messen. Da Boden einerseits sehr viele verschiedene Sauerstoffverbindungen besitzt und andererseits keine Rolle im Sauerstoffhaushalt innerhalb eines Säugetieres spielt, wurden in dieser Arbeit lediglich die zwei Umweltprobenmaterialien Grundwasser und Holz bearbeitet. Auch eine Konzentrationsmessung wurde hierbei nicht durchgeführt.

Erste Holz- und Grundwasserproben wurden im Rahmen einer Masterarbeit bearbeitet. Die Ergebnisse wurden 2015 veröffentlicht und in das Datenset dieser Arbeit aufgenommen (Göhring et al. 2015; jeweils circa 30 % der Datenpunkte).

C 3.1 Grundwasserproben

Die Wasserproben wurden bis zum Augenblick, in dem sie weiterbearbeitet wurden, in den möglichst voll befüllten geschlossenen 1,5 L Flaschen in einem Kühlraum bei 4 °C gelagert. Die massenspektrometrische Messung sowie eine Filterung der Proben erfolgten am Forschungszentrum Jülich bei Herrn Dr. Andreas Lücke. Die Proben wurden dafür in kleine 10 mL PE Enghalsflaschen mit Schraubverschluss gefüllt. Dabei wurde darauf geachtet, dass diese bis zum Rand voll befüllt waren, um einen Sauerstoffaustausch zwischen den Wassermolekülen und der eingeschlossenen Luft zu unterbinden. Der Transport zum Forschungszentrum erfolgte unter gekühlten Bedingungen. Dadurch konnte eine Evaporation und somit eine weitere Quelle einer möglichen $\delta^{18}\text{O}$ -Änderung so klein wie möglich gehalten werden. Bis zum Zeitpunkt der Messung wurden die Proben weiterhin gekühlt aufbewahrt. Mit Hilfe einer Injektionsspritze wurden die Wasserproben anschließend durch einen Spritzenfilter direkt in das Analysegerät übertragen. Mittels eines Infrarot-Laser-Absorptionsanalysators wurde die Isotopie jeder Probe zweimal gemessen und deren Mittelwerte und die Standardabweichungen ermittelt.

C 3.2 Holzproben

Für die $\delta^{18}\text{O}$ -Messung der Vegetationsproben wurde die α -Zellulosefraktion herangezogen. Diese wurde einerseits aus Vergleichbarkeitsgründen gewählt. Unterschiedliche Holzbestandteile besitzen meist voneinander abweichende $\delta^{18}\text{O}$ -Werte (Battipaglia et al. 2008; Wilson und Grinsted 1977). Die genaue Zusammensetzung dieser Bestandteile kann sich wiederum inter- und intraspezifisch unterscheiden. Demzufolge sind $\delta^{18}\text{O}$ -Werte, welche aus ganzen unbearbeiteten Holzstücken gewonnen werden, sehr variabel und nicht vergleichbar. Andererseits stellt die hohe Stabilität der α -Zellulose gegenüber Diagenese einen weiteren Grund für die Wahl dieser Holzfraktion dar. Diese ermöglicht selbst an archäobotanischen Proben erfolgreiche **α -Zellulose**-Extraktionen (Freeman 1946). Zusätzlich besitzt α -Zellulose ein sehr stabiles $\delta^{18}\text{O}$ -Signal. Da es bei dem leichten Element Sauerstoff innerhalb eines Organismus zu einer steten Fraktionierung des Isotopenverhältnisses kommt, ist dieses oftmals schwer mit den pflanzlichen Sauerstoffquellen in Verbindung zu bringen. Zudem können sich diese Quellen auch ändern und zu unterschiedlichen Zeitpunkten verschieden viel Sauerstoff zu dem pflanzlichen Gesamtsauerstoffgehalt beitragen. Betrachtet man diesen Aspekt, so bietet sich auch hier die α -Zellulose als das zu analysierende Pflanzenmaterial an, da diese nach ihrer Bildung keinem Sauerstoffaustausch mehr unter-

liegt und somit auch das $\delta^{18}\text{O}$ -Signal nach der α -Zellulose-Synthese keiner Änderung mehr unterliegt (DeNiro und Epstein 1979; Wright 2008).

Vor der tatsächlichen Extraktion der α -Zellulose wurden die Astproben zunächst in Raumluft am Biologie Campus der LMU München getrocknet. Da Rinde äußeren Bedingungen deutlich stärker ausgeliefert ist als das darunter liegende Holzgewebe, welches selbst aus 20 bis 30 % aus Zellulose besteht (Fengel und Wegener 1989) und somit ein von der Holzzellulose abweichendes $\delta^{18}\text{O}$ -Signal besitzen kann, wurde diese manuell entfernt. Mit einer Bandsäge wurde anschließend eine circa 5 mm dicke Scheibe von der restlichen Probe abgetrennt und von dieser, wie in Abbildung 20 abgebildet, zunächst ein 1 mm breiter zentraler Scheit abgetrennt, welcher anschließend in Jahresringbreite Holzspalten geschnitten wurde. Zwanzig bis 50 mg dieser Holzspalten wurden nach Erlangen an die Friedrich-Alexander-Universität Erlangen-Nürnberg geschickt und dort bei Herr PD. Dr. Christoph Mayr des Instituts für Geografie weiterbearbeitet. Es wurde darauf geachtet von jedem Jahresring in etwa dieselbe Menge an Holz für die Messung zu entnehmen, um somit ein von saisonalen und interjährlichen Schwankungen beeinflusstes $\delta^{18}\text{O}$ -Signal durch Mittelung zu reduzieren.

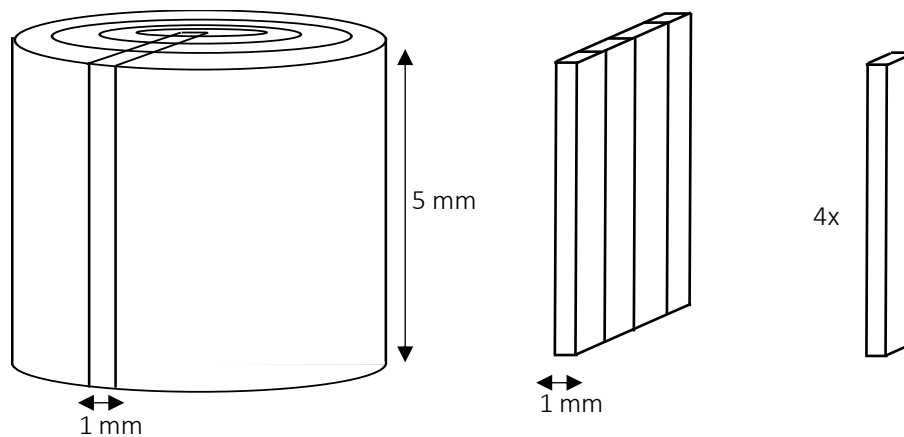


Abbildung 20 Für die α -Zellulose-Extraktion wurden die getrockneten Astproben zunächst entrindet. Ein 1 mm breiter Scheit wurde über die verschiedenen Jahresringe abgetrennt und von diesem Scheit mehrere 1 mm breite Stäbchen abgespalten. Zwischen 20 und 50 mg dieser Stäbchen wurden für die Extraktion herangezogen.

In Erlangen erfolgte die α -Zellulose-Extraktion nach Wieloch et al. (2011). Dabei wurde speziell darauf geachtet, dass der Extraktionsprozess keine Änderung des $\delta^{18}\text{O}$ -Signals verursacht. Die Holzproben wurden innerhalb eines „Multiple Sample Isolation System for Solids“ (MSISS) prozessiert. Dabei können mehrere hundert Proben auf einmal bearbeitet werden. Die einzelnen Proben wurden in Probentrichter mit Glasfiltern gegeben. Unter eingeschaltetem Drainagemodul wurde die α -Zellulose der Proben in drei aufeinander folgenden Schritten von den übrigen Holzbestandteilen abgetrennt. Die ersten beiden Extraktionsschritte erfolgten im Wasserbad bei 60 °C, der letzte bei Raumtemperatur. Chemische Rückstände und Holzextrakte wurden nach diesem Schritt durch mehrere Waschgänge mit heißem deionisiertem Wasser aus den Trichtern entfernt. Der erste Waschgang bestand aus einer Zugabe von 5%iger Natronlauge. In dieser wurden die Proben 4 Stunden lang inkubiert, wobei nach 2 Stunden die Lauge ausgetauscht wurde. Bei dem zweiten Schritt handelte es sich um eine Delignifizierung mit Hilfe von angesäuertem NaClO_2 (7 %), welche mit konzentrierter Essigsäure auf einen pH-Wert zwischen 4 und 5 eingestellt wurde (Anchukaitis et al. 2008; Gaudinski et al. 2005). Schritt zwei wurde viermal wiederholt. Der dritte Schritt entfernte die Hemizellulose aus den Proben, wobei diese in einer stark basischen 17%igen Natronlauge über 2 Stunden hinweg gelöst wurde (Gaudinski et al. 2005). Die in den Trichtern enthaltene α -Zellulose wurde in Fläschchen überführt und mit 1 mL deionisiertem Wasser bedeckt, nach Laumer et al. (2009) homogenisiert und lyophilisiert.

Die **Sauerstoffisotopenzusammensetzung** der extrahierten α -Zellulose wurde anschließend massenspektrometrisch bestimmt. Hierfür wurden die Proben zunächst 48 Stunden lang bei 60 °C vakuumgetrocknet, um das Störsignal aufgenommenen Luftwassers zu entfernen. Anschließend wurden die Proben in einen Autosampler gegeben, mit Helium versetzt und bei 1490 °C in einem wassergekühlten Siliziumcarbidrohr thermisch zersetzt (HEKAtech HT-Sauerstoffanalysator). Der in den Proben enthaltene Sauerstoff wurde so in Anwesenheit von Glaskohlenstoff (reiner Kohlenstoff) in Kohlenstoffmonoxid umgesetzt. Dieses wurde unter einem kontinuierlichen Heliumstrom durch Magnesiumperchlorat (MgClO_4), Carbosorb und eine Gas-Chromatographie-Säule (70 °C) in ein Isotopenverhältnis-Massenspektrometer (Delta V Advantage, Thermo Fisher Scientific) überführt. Dort wurden die Isotope nach ihrem Masse/Ladungs-Verhältnis und ihrer Bewegung im magnetischen und elektronischen Feld getrennt (Faure 1986). Der $\delta^{18}\text{O}$ -Wert wurde unter Berücksichtigung der internationalen Benzoesäure Standards der Internationalen Atomenergie-Organisation IAEA (Wien, Österreich) Nummer 601 ($\delta^{18}\text{O} = 23,3 \text{ ‰}$) und Nummer 602 ($\delta^{18}\text{O} = 71,4 \text{ ‰}$) berechnet und auf den Standard VSMOW bezogen. Beide Standards wurden im Laufe der α -Zellulose-Messung dreimal gemessen und erzielten Werte von IAEA 601 $\delta^{18}\text{O} = 23,46 \pm 0,14 \text{ ‰}$ ($n = 3$) und IAEA 602 $\delta^{18}\text{O} = 71,31 \pm 0,10 \text{ ‰}$ ($n = 3$). Der Messfehler des Massenspektrometers wird entsprechend auf 0,1 - 0,2 ‰ geschätzt (Mayr, persönliche Mitteilung).

Eine Qualitätskontrolle wurde anhand **laborinterner Standards** durchgeführt. Die Sollwerte liegen bei: $\delta^{18}\text{O}_{\alpha\text{-Zellulose}} = 31,8 \pm 0,16 \text{ ‰}$, $\delta^{18}\text{O}_{\text{Saccharose}} = 30,42 \pm 0,11 \text{ ‰}$ und $\delta^{18}\text{O}_{\text{Stearinsäure}} = 4,52 \pm 0,21 \text{ ‰}$. Die Werte der im Laufe der α -Zellulose-Messungen mitgeführten Standardproben liegen innerhalb der erwarteten Wertebereiche und nehmen folgende Werte ein:

α -Zellulose	$\delta^{18}\text{O} = 31,66$	\pm	0,10 ‰	($n = 8$)
Saccharose	$\delta^{18}\text{O} = 30,27$	\pm	0,15 ‰	($n = 3$)
Stearinsäure	$\delta^{18}\text{O} = 4,64$	\pm	0,08 ‰	($n = 3$)

C 4 Tierische und menschliche Zahn- und Knochenproben

Die Isotopenverhältnisse des archäologischen Säugetiermaterials, welche in dieser Arbeit als Validierungsdaten herangezogen wurden, wurden im Rahmen anderer Arbeiten des Transalpin Projektes bearbeitet und gemessen. Eine Beschreibung der Extraktions- und Messmethoden ist in Toncala et al. (2017) gegeben.

Im Falle der Elemente Strontium und Blei erfolgte die Validierung der Messergebnisse vergleichbar mit denen der Umweltproben anhand der Isotopenstandards SRM 1400 (NIST, Gaithersburg, MD, USA). Dieser erzielte $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Werte von $0,713091 \pm 0,000081$ ($n = 43$), $^{206}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$ -Werte von $18,367 \pm 0,012$ und $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ -Werte von $1,172$ ($n = 132$; Toncala et al. 2017). Wie auch bei den Ergebnissen der massenspektrometrischen Messung der Umweltproben, wurde die Messgenauigkeit der $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Analyse der Tier- und Menschenproben, mit Hilfe des $2 \cdot \text{SE} [\%]$ bewertet. Dabei wurden nur Messungen mit einem zweifachen Standardfehler in Prozent von $\leq 0,0050$ als stabil angesehen und die Messwerte für das Validierungsdatenset verwendet. Im Falle von Blei wurden maximale Grenzwerte von $^{208}\text{Pb}/^{204}\text{Pb} = 0,210$; $^{207}\text{Pb}/^{204}\text{Pb} = 0,160$; $^{206}\text{Pb}/^{204}\text{Pb} = 0,110$; $^{208}\text{Pb}/^{207}\text{Pb} = 0,051$; $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb} = 0,051$ zugelassen.

Das $\delta^{18}\text{O}$ -Signal des Skelettmaterials wurde aus der Phosphatfraktion gemessen. Für die Validierung der Messungen wurden die Standards SRM 120c, SRM 1400, IAEA 601 und IAEA 602 gemessen. Die Messgenauigkeit der Einzelmessungen wurde anhand der Kohlenstoffmonoxid-Area und der Sauerstoffkonzentration bewertet.

C 5 Verwendete Programme

Alle durchgeführten Signifikanztests und Regressionen wurden mit der **SPSS Statistics** Software Version 23 und 25 ausgeführt.

Die Bestimmung von Mittelwerten, Standardabweichungen sowie weitere Berechnungen, wie die Kalkulation einer Mischisotopie und ähnliches, wurden mit der **Microsoft Excel** Version 16.23 für Macintosh angefertigt.

Grafische Darstellungen wurden mit beiden Programmen erstellt.

III Auswertung und Modellaufbau

A Strontium

Das in dieser Arbeit erstellte Strontiummischungsmodell stellt eine Weiterentwicklung des Modells von Dr. Frank Söllner dar, welches in einer Pilotstudie im Rahmen des Transalpin Projekts konzipiert wurde. In der Pilotstudie wurden für fünf Fundorte die Isotopenverhältnisse der vier Umweltproben Boden, Vegetation, Grundwasser und Atmosphäre untersucht und geschätzte Konzentrationen herangezogen, um anhand einer konzentrationsgewichteten Mischung der Strontiumsignaturen die erwartete Isotopen-spanne lokaler archäologischer Säugetiere zu bestimmen (Söllner et al. 2016). Die verwendeten mathematischen Formeln sowie die in dieser Studie untersuchten Strontiumquellen wurden übernommen und das Modell weiter ausgebaut, verfeinert und überarbeitet. Dabei wurden folgende Erweiterungen vorgenommen:

- Da die Strontiumkonzentration innerhalb der untersuchten Materialien von Ort zu Ort stark variiert, wurden Konzentrationsmessungen an den für die Strontiumisotopie herangezogenen Proben durchgeführt und die so gewonnenen ortsspezifischen Konzentrationen für die Kalkulationen verwendet.
- Um die lokale Variabilität der Strontiumkonzentrationen und der Strontiumisotopien innerhalb der Umweltmaterialien der untersuchten Fundorte zu berücksichtigen, wurden lokale Spannen aus den einzelnen Messwerten erstellt, indem diese durch typische, in der Literatur vertretende Spannbreiten erweitert wurden.
- Für die genauere Einschätzung des atmosphärischen Strontiumeintrags, dessen typischer Strontiumisotopie und -konzentration, wurde diesbezüglich eine Literaturrecherche durchgeführt und die herangezogenen Werte aktualisiert.
- In der Pilotstudie wurde der Beitrag der beiden Strontiumaufnahmequellen Nahrung und Trinkwasser auf 1:1 gesetzt. Um dem tatsächlichen Beitrag der unterschiedlichen Strontiumquellen am absorbierten körperlernen Strontium eines Säugetieres näher zu kommen, wurde eine Berechnung der täglich in den Körper eines Säugetiers aufgenommenen, aufgeschlossenen und absorbierten Strontiummengen durchgeführt. Bei dieser wurden alle Wege der Strontiumaufnahme berücksichtigt sowie die Quellen Wasser, Atmosphäre, Vegetation und Boden. Die Zusammensetzung des Strontiums innerhalb eines Säugetierkörpers wurde entsprechend den kalkulierten Verhältnissen angepasst und Boden als potenzielle Strontiumquelle für das Säugetier hinzugezogen.
- Während die Kalkulationen der Pilotstudie auf lediglich drei Mischungszusammensetzungen der minimalen, maximalen und mittleren Beitragsmengen, Strontiumkonzentrationen und Isotopenverhältnisse der untersuchten Quellen beruht, wurden nun auch alle weiteren Mischungsszenarien berücksichtigt. Da die maximale Konzentration einer Quelle gleichzeitig mit der minimalen Isotopie auftreten kann und vice versa, ist dies für eine korrekte Bestimmung der Strontiumisotopie einer Mischung aus verschiedenen Quellen ein essenzieller Bestandteil des Modellaufbaus.

Die Berechnungen erfolgten in einer auf Microsoft Excel basierten Arbeitsmappe als verlinktes und automatisch rechnendes Modell. In einer Publikation im Jahr 2019 wurde die neuere Version des Kalkulators erstmals vorgestellt (Lengfelder et al. 2019) und diese erste Version online kostenlos zur Verfügung gestellt (<https://www.for1670-transalpine.uni-muenchen.de/tools/index.html>). Seitdem wurde das Modell weiterentwickelt. Grundsätzlich fanden weiterhin die bei Lengfelder et al. (2019) beschriebenen Methoden und Gedankengängen Anwendung. Der genaue Aufbau des erstellten Modells wird im Folgenden erläutert.

A 1 Strontiumzusammensetzung im Säugetier

Mit Hilfe eines Mischungsmodells soll es möglich sein, anhand lokal gesammelter Umweltproben, das $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Isotopenverhältnis von lokal lebenden, erwachsenen, sowohl großen als auch mittelgroßen Säugetieren einschließlich des Menschen vorherzusagen. Hierfür ist es notwendig, die Einnahme- und Aufnahmemenge des Strontiums aus den verschiedenen Strontiumquellen zu bestimmen. Dabei sind inter- und intraspezifische Variationen zu berücksichtigen, welche zu einer unterschiedlichen Kombination an verschiedenen Nahrungsmitteln und Trinkwasserquellen führen. Diese Variationen werden hauptsächlich durch physiologische Unterschiede in den Tierarten, individuelle Ernährungsvorlieben sowie allgemeine Habitatgegebenheiten und die daran gebundene Verfügbarkeit verschiedener Quellen bestimmt.

A 1.1 Verwendete Strontiumquellen

Es ist bekannt, dass Strontium größtenteils über die orale Aufnahme von Nahrung und Trinkwasser in den tierischen Körper gelangt (ATSDR 2004; Capo et al. 1998; Comar et al. 1957; Frei und Frei 2011; Hajj et al. 2017; Lang 1979; Lewis et al. 2017; Rosenthal et al. 1972; Toots und Voorhies 1965; Watts und Howe 2010). Dementsprechend sind Nahrung und Trinkwasser als die beiden Hauptquellen von Strontium im Säugetier anzusehen. Da es sich bei Strontium um ein lithophiles Element handelt, welches in großen Mengen in Gesteinen vorkommt und dessen lokale Isotopie meist auf die Isotopensignatur des Grundgesteins zurückgeführt werden kann, ist Boden ebenfalls als biologisch höchst relevantes Material in Bezug auf den Strontiumkreislauf anzusehen. Aufgrund der hohen Strontiumkonzentration in Böden und der Tatsache, dass mit der oralen Aufnahme von Nahrung und Trinkwasser auch Bodenpartikel aufgenommen werden, wurde Boden als dritte Strontiumquelle herangezogen.

Als Repräsentant tierischer Nahrungsquellen wurde die lokale Vegetation gewählt. Dies ist möglich, da die Strontiumkonzentration in den meisten tierischen Produkten, wie Muskelfleisch, Fisch, Eiern und Organen im Vergleich zu pflanzlichen **Nahrungskomponenten** aufgrund von Biopurifikation entlang der Nahrungskette und des geringen Gehalts von Strontium in tierischen Weichgeweben sehr gering ist (Knipper 2011; Varo et al. 1982). Zudem ist die Absorptionsrate pflanzlichen Strontiums höher als die von in tierischen Produkten enthaltenen Strontiumkomponenten, da ein hoher Anteil an Fasern und Kohlenhydraten die Aufnahmemenge von Strontium erhöhen (Lambert und Weydert-Homeyer 1993; Lengemann 1963). Da auch das Sr/Ca-Verhältnis entlang der Nahrungskette sinkt, enthalten tierische Produkte mehr Kalzium als pflanzliche, wodurch die Aufnahmemenge des wenigen Strontiums durch das Vorhandensein von Kalziumionen in Tierprodukten noch stärker reduziert wird (Burton und Hahn 2016; Elias et al. 1982). Dies führt dazu, dass selbst bei einem hypothetischen Beitrag von 90 % Fleisch in der Nahrung eines Säugetieres, die Isotopie der pflanzlichen Nahrungsmittel die das $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnis des Säugetiers dominierende Strontiumquelle darstellt. Selbst bei einer großen Differenz zwischen den Strontiumsignaturen der beiden Quellen liegt das $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnis eines Säugetiers deutlich näher an den Werten der lokalen Vegetation als an jener der tierischen Produkte (Burton und Hahn 2016).

Basierend auf dieser ungleichen Gewichtung der Nahrungsquellen und der Tatsache, dass sich diese Arbeit vor allem mit der Vorhersage der Strontiumisotopie von Menschen und für solche geeignete Proxy-Tierarten, wie Schweine und große Herbivore (Bentley 2006; Price et al. 2002), beschäftigt, wurden tierische Nahrungsmittel in diesem Modell vernachlässigt und deren Konsum gleich Null gesetzt. Die $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Signatur lokal verfügbarer Nahrung wird dementsprechend über die $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Werte lokal gesammelter Vegetationsproben definiert.

Mögliche Trinkwasserquellen wurden auf Regenwasser, welches aus Pfützen, sonstigen Wasserauffangorten oder als Haftwasser aufgenommen werden kann, und Grundwasser, das sowohl aus Quellen als auch anthropogenen Brunnen stammt, reduziert. Auch eine Kombination der beiden Quellen in Form von kleinen Quellbächen und Tümpeln/Seen ist möglich. Gerade in gebirgigen Regionen trägt Grundwasser einen wesentlichen Anteil zu fließenden Oberflächenwässern bei und stellt somit eine gut zugängliche **Trinkwasserquelle** dar (Rodgers et al. 2005). Die $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Werte für menschliches und tierisches Trinkwasser wurden daher anhand der Werte von lokal gesammelten Grundwasserproben und dem globalen Regenwasserwert bestimmt. Da unterschiedliche Habitatgegebenheiten, Tierhaltungsformen und kulturelle Trinkwasserversorgungsmaßnahmen den Konsum der unterschiedlichen Wasserquellen stark eingrenzen können, wurde jede der beiden Quellen als potenziell alleinstehende Wasserquelle zugelassen und ihre Beiträge auf 0 – 100 % gesetzt. Neben Regenwasser wurden andere, aus externen Strontiumquellen stammende Wasserquellen, wie Flüsse, vernachlässigt, da dies einen größeren Probennahme- und Rechercheaufwand für jeden einzelnen Fundort bedeutet hätte und zudem unsicher ist, inwiefern sich diese Wasserläufe im Laufe der Zeit verändert haben.

Für die Bestimmung der Strontiumisotopie oral aufgenommener und im Darm absorbierter **Bodenpartikel** wurden lokale Bodenproben gewählt, welche unter der Auflagehumusschicht liegen und somit stärker die mineralische Komponente des Bodens widerspiegeln und eine Vergleichbarkeit zu archäologischen Strata aufweisen. Da im Gastrointestinaltrakt eines Säugetieres nicht die Gesamtheit der Bodenmineralien gelöst wird und somit nicht die Gesamtkonzentration an Strontium der Bodenprobe für eine Absorption an den Darmwänden zur Verfügung steht, wurde hierbei eine Extraktionsmethode ausgewählt, welche lediglich den bioverfügbaren Anteil des Bodens löst und somit der Isotopie und der Konzentration der verfügbaren Komponente entsprechen.

A 1.2 Beitragsmengen der Strontiumquellen

Aus der Literatur geht hervor, dass Strontium größtenteils über die orale Aufnahme von Nahrung und Trinkwasser in den tierischen Körper gelangt (siehe Einleitung Kapitel IC 1.2). In der Pilotstudie wurden die menschlichen und tierischen Strontiumquellen daher auf Nahrung und Trinkwasser reduziert. Das Verhältnis von Nahrung zu Trinkwasser wurde dabei auf 1:1 gesetzt, wobei eine Variation mit Anteilen von jeweils 25 – 75 % zum Gesamtkonsum zugelassen wurde (Söllner et al. 2016). Diese Annahmen beruhten auf einem ersten Versuch eine gute Spanne an verschiedenen Aufnahmemengen zu erhalten und möglichst viele Ernährungsweisen verschiedener Tierarten zu berücksichtigen. Der Gesamtbeitrag der verschiedenen Strontiumquellen zum $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnis eines Säugetieres wurde dabei gleich dem Verhältnis der Konzentrationen der Quellen zur Gesamtkonzentration nach einer Mischung der beiden Quellen von jeweils 25 bis 75 % gleichgestellt, ohne tatsächliche Aufnahmemengen, Verdaulichkeit und Absorptionsraten zu berücksichtigen. Auch die Aufnahme von Strontium über Haut und Lunge wurde nicht miteinbezogen, da in der Literatur vermehrt darauf hingewiesen wird, dass das $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnis in Säugetieren von den $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnissen der aufgenommenen Nahrung und des Trinkwassers bestimmt wird. Ob diese Annahmen ohne Weiteres tatsächlich übernommen werden können, wurde in dieser Arbeit überprüft. Hierfür wurde die folgende mathematische Überlegung angefertigt, welche auf physiologischen Daten der exemplarisch herangezogenen omnivoren Spezies Mensch und der herbivoren Spezies Rind basiert:

Wie in der Einleitung beschrieben (siehe Abschnitt IC 1.2), ist die **Absorptionsrate** von Strontium über die verschiedenen Organe eines erwachsenen Säugetiers wie folgt: Haut: 0,14 – 2 %, Lunge: 60 – 90 % und Gastrointestinaltrakt: 10 – 40 %. Da die Aufnahmemenge von Strontium über die Haut so gering ist und auf einen über mehrere Stunden vorhandenen Kontakt zu gelöstem Strontium angewiesen ist, ist die Menge des über die Haut aufgenommenen Strontiums tatsächlich vernachlässigbar.

Das in pflanzlichen Nahrungskomponenten gebundene Strontium ist in verschiedenen Säugetierarten zu unterschiedlichen Anteilen für den Körper verfügbar. Vor allem Zellulose stellt eine eher schwer verdauliche Komponente dar, welche nur mit Hilfe von Mikroorganismen in den Mägen von Säugetieren abgebaut werden kann. Wiederkäuer, wie Rinder und Hirsche, haben sich aufgrund ihrer rein pflanzlichen Ernährung darauf spezialisiert, diese besonders gut verdauen zu können. Hingegen ist der Verdauungstrakt omnivorer Spezies, wie es Menschen aber auch Schweine sind, weniger gut auf die Zerlegung rein pflanzlicher Nahrung ausgelegt. Strontium ist größtenteils in den Zellwänden von Pflanzen eingebaut. Daher ist für die Aufnahme von Strontium aus pflanzlicher Nahrung die **Verdaulichkeit** und Bioverfügbarkeit der Bestandteile pflanzlicher Zellwände von größter Bedeutung. Menschen sind in der Lage 35 – 59 % der aufgenommenen Zellulose in kurzkettige Fettsäuren zu zersetzen, welche wiederum durch die Darmwände diffundieren können und somit in den Blutkreislauf gelangen (Cummings und Macfarlane 1991; Karasov und Douglas 2013; Williams et al. 1936; Williams und Olmsted 1936). Wiederkäuer hingegen zerlegen um die 70 % der aufgenommenen Zellulose (Cummings und Macfarlane 1991).

Auch die orale **Aufnahmemenge** von Nahrung und Trinkwasser sowie das Gesamtvolumen der eingeatmeten Luft am Tag, kann sich von Art zu Art unterscheiden und dadurch das Mengenverhältnis der drei Aufnahmequellen zueinander stark beeinflussen. Menschen nehmen täglich circa 1,4 bis 3,6 kg Nahrung zu sich und trinken 0,9 bis 2,3 L Wasser am Tag (Gropper und Smith 2012; Hoffmann et al. 2018; Watts und Howe 2010). Am Tag atmet ein Mensch insgesamt zwischen 8 und 20 m³ Luft ein (Flindt 2006; Watts und Howe 2010). Rinder hingegen fressen 60 – 100 kg Nahrung und trinken 10 bis 100 L Wasser

am Tag (Knipper 2011; Schrader et al. 2006). Ihr täglich eingeatmetes Luftvolumen beträgt 147 m³ (Flindt 2006).

In verschiedenen Tierarten wurde zudem beobachtet, dass mit der Nahrung auch ein gewisser Anteil an anhaftenden **Bodenpartikeln** mit aufgenommen werden kann. Boden kann dabei einen maximalen Prozentsatz von 30 % der Gesamtaufnahmemenge ausmachen (Langley 1996). Für die nachfolgende Berechnung wurde die orale Aufnahmemenge von Boden als Anteil von 0 – 10 % des Nahrungsgewichts im Menschen und 5 – 30 % der Nahrungsmenge in grasenden Rindern verwendet.

Berücksichtigt man die Strontiumkonzentration in Luft, Trinkwasser, Vegetation und dem bioverfügbaren Bodenanteil (Literaturwerte siehe Tabelle 6) und berechnet mit diesen unter Einbezug der minimalen, maximalen und mittleren Aufnahme-, Verdaulichkeits- und Absorptionsraten die täglich aus den verschiedenen Quellen absorbierten Strontiummengen, so ergeben sich die in Tabelle 7 angegebenen **täglich absorbierten Strontiummengen** für Menschen und Rinder. Die aus dem Boden absorbierte Strontiummenge im Gastrointestinaltrakt wurde dabei immer mit der minimalen Absorptionsrate berechnet, da Boden einerseits selbst viele Bindestellen für Sr²⁺-Kationen besitzt an die das gelöste Strontium reabsorbiert werden kann, und andererseits die Bodenaufnahme meist an eine Aufnahme von Nahrung gekoppelt ist, welche ebenfalls zu einer Reduktion der absorbierten Strontiummenge führt. Die Verdaulichkeit von Wasser wurde auf 100 % gesetzt, mit der Annahme, dass das Strontium im Wasser bereits in gelöster Form vorliegt und somit nicht weiter zersetzt werden muss, um über die Darmwände absorbiert werden zu können (ATSDR 2004; Ribeiro et al. 2014; Voerkelius et al. 2010). Auch die Verdaulichkeit der bioverfügbaren Bodenkonzentration wurde auf 100 % gesetzt, da es sich bei dieser bereits um den für Organismen löslichen Anteil des Bodenstrontiums handelt.

Tabelle 6 Literaturwerte für Strontiumkonzentrationen verschiedener Strontiumquellen. Bodenwerte beziehen sich auf bioverfügbare Konzentrationen, die anderen Werte entsprechen den totalen Strontiumgehalten.

Quellen	Konzentration	Literatur
Wasser	0,08 – 1,08 ppm	Faure und Mensing 2009; Frei und Frei 2011; Gosz und Moore 1989; Knipper 2011; Négrel und Roy 1998; Ribeiro et al. 2014; Ryan et al. 2018; Stallard 1985
Atmosphäre	0,9 – 100 ng/m ³	Dzubay und Stevens 1975; Sweet et al. 1993; Witz et al. 1986
Vegetation	1 – 10 ppm	Bailey et al. 1996; Coelho et al. 2017; Dijkstra et al. 2003; Lambertz und Welling 2010; Miller et al. 2014
Boden	0,2 – 20 ppm	Åberg et al. 1990; Bullen et al. 1997; Capo et al. 1998; Elias et al. 1982; Miller et al. 1993

*Tabelle 7 Täglich absorbierte Strontiummenge [mg] in Menschen und Rindern. Berechnung basiert auf: tägliche Quellenaufnahmemasse * Strontiumabsorptionsrate * Quellenverdaulichkeit * Strontiumkonzentration der Quelle = täglich absorbierte Strontiummenge*

Quellen/Mensch	Minimum	Maximum	Mittelwert	Quellen/Rind	Minimum	Maximum	Mittelwert
Wasser	0,007	0,994	0,232	Wasser	0,080	43,200	7,975
Luft	0,000	0,002	0,000	Luft	0,000	0,014	0,006
Nahrung	0,049	8,496	1,616	Nahrung	3,600	320,000	77,000
Boden	0,000	0,720	0,126	Boden	0,060	60,000	14,140

Die berechnete täglich absorbierte Strontiummenge kann herangezogen werden, um die **prozentuale Beitragsmenge der verschiedenen Quellen** zu untersuchen. Die maximalen, minimalen und mittleren prozentualen Anteile des absorbierten Strontiums aus den verschiedenen Quellen sind in Tabelle 8 angegeben. Für die Berechnung des durchschnittlichen prozentualen Beitrags wurden hierfür die in Tabelle 7 einsehbaren mittleren absorbierten Beitragsmengen bei mittleren Quellenaufnahmemengen, durchschnittlicher Verdaulichkeit und mittlerer gastrointestinaler Verdaulichkeit der jeweiligen Mengen in Relation zueinander gesetzt. Für die minimalen und maximalen prozentualen Anteile wurde eine erneute Berechnung der täglich absorbierten Strontiummengen durchgeführt: einmal mit einer gleichbleibenden minimalen gastrointestinalen Strontiumaufnahme für Trinkwasser und Nahrungskomponenten, und einmal mit der maximalen gastrointestinalen Strontiumaufnahme. Dies war notwendig, da eine maximale Aufnahme von Strontium aus pflanzlicher Nahrung normalerweise nicht mit einer minimalen Aufnahme von Strontium aus Trinkwasser einhergeht, wie es die Verwendung der Werte aus Tabelle 7 unterstellen würde. Aus den sich auf der Grundlage der beiden einzeln betrachteten Szenarios (minimale bzw. maximale gastrointestinale Strontiumabsorption) ergebenden Werten wurden die prozentualen Verhältnisse der Beitragsmengen der einzelnen Quellen berechnet und anschließend die minimalen und maximalen prozentualen Anteile ermittelt. Die Wahrscheinlichkeit des tatsächlichen Auftretens der minimalen und maximalen berechneten Anteile der jeweiligen Quellen ist gering, da die Konzentration in einer Pflanze mit der Konzentration ihrer Strontiumquellen (Luft, Wasser und Boden) korreliert und von ihnen abhängig ist, wodurch eine Kombination aus minimalen Luft-, Wasser- und Bodenkonzentrationen mit maximalen pflanzlichen Strontiumkonzentrationen unwahrscheinlich ist. Dennoch zeigt diese Berechnung eindeutig, dass die Menge des über die eingeatmete Luft absorbierten Strontiums selbst mit einem vermutlich übergewichteten maximalen Anteil von 3,1 % vernachlässigbar ist, da sie unter den hier untersuchten Bedingungen keinen signifikanten Einfluss auf das $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnis eines Säugetieres nimmt. Die anderen drei Quellen (Nahrung, Boden und Trinkwasser) können hingegen je nach enthaltener Strontiumkonzentration und in Abhängigkeit vom Nahrungsverhalten des betrachteten Säugetieres die Hauptquelle des Strontiums in dessen Körper ausmachen, wobei im Mittel die Nahrung die wichtigste Strontiumquelle darstellt.

Tabelle 8 Prozentuale Anteile des aus den verschiedenen Strontiumquellen täglich absorbieren Strontiums an der täglichen Gesamtaufnahmemenge unter minimalen, maximalen und durchschnittlichen Aufnahmebedingungen.

Quellen Anteile/ Mensch	minimal	maximal	durchschnittlich	Quellen Anteile/ Rind	minimal	maximal	durchschnittlich
Wasser	0,25 %	83,52 %	11,38 %	Wasser	0,06 %	74,92 %	7,56 %
Luft	0,00 %	3,10 %	0,04 %	Luft	0,00 %	0,38 %	0,01 %
Nahrung	4,81 %	99,66 %	81,83 %	Nahrung	4,84 %	99,88 %	73,03 %
Boden	0,00 %	92,76 %	9,34 %	Boden	0,02 %	94,22 %	19,40 %

Reduziert man die Herkunft des Strontiums auf die so ermittelten drei Hauptquellen Trinkwasser, Nahrung und Boden, und betrachtet nur den **Anteil des absorbierten Strontiums aus den verschiedenen Quellen, ohne deren Konzentration** miteinzubeziehen, da diese ortsspezifisch ist und somit an jedem Fundort anders sein kann, so erhält man die in Tabelle 9 angegebenen Beiträge.

*Tabelle 9 Täglich absorbierte Menge der Strontiumquellen Boden, Trinkwasser und Nahrung eines Menschen und Rindes ohne Einbezug der Konzentrationen der Quellen [mg]. Aufnahmemenge * Verdaulichkeit * Absorptionsrate*

Quellen/ Mensch	minimal	maximal	durchschnittlich	Quellen/ Rind	minimal	maximal	durchschnittlich
Wasser	0,090	0,920	0,400	Wasser	1,000	40,000	13,750
Nahrung	0,049	0,850	0,294	Nahrung	2,100	23,600	9,400
Boden	0,000	0,036	0,013	Boden	0,300	3,000	1,400

Die in Tabelle 9 gelisteten Beitragsmengen der drei Strontiumhauptquellen können für die Berechnung des **prozentualen Beitrags einer Quelle** in Mensch und Rind verwendet werden, anhand derer die Gewichtung der drei Strontiumhauptquellen im Säugetier bestimmt werden kann. Die Ergebnisse einer solchen Kalkulation sind in Tabelle 10 gelistet.

Tabelle 10 Prozentuales Verhältnis der täglich aufgenommenen Strontiummengen der drei Quellen Trinkwasser, Nahrung und Boden ohne Berücksichtigung der Konzentration der einzelnen Quellen in Mensch und Rind.

Quellen/ Mensch	minimal	maximal	durchschnittlich	Quellen/ Rind	minimal	maximal	durchschnittlich
Wasser	26,60 %	82,44 %	55,17 %	Wasser	8,33 %	71,94 %	44,00 %
Nahrung	15,56 %	70,24 %	40,52 %	Nahrung	21,69 %	86,02 %	44,80 %
Boden	0,00 %	20,57 %	4,31 %	Boden	1,64 %	39,47 %	11,20 %

In beiden untersuchten Tierarten wird hierbei deutlich sichtbar, dass sowohl das Trinkwasser als auch die Nahrung einen wesentlichen Beitrag in der Aufnahmemenge von Strontium leisten und in einem 1:1 Verhältnis zueinanderstehen. Boden hingegen spielt eine untergeordnete Rolle. Die maximalen und minimalen Beitragsmengen von Nahrung und Wasser passen gut mit den angenommenen Beitragsprozenten von 25 – 75 % für Nahrung und Wasser der Pilotstudie überein, weshalb bezüglich dieses Verhältnisses keine Änderung vorgenommen wurde. In der **ersten Variante** des Modells wurde somit von einer Zusammensetzung der Strontiumquellen von 25 – 75 % von jeweils Trinkwasser und lokaler Vegetation ausgegangen, wobei diese beiden Quellen sich auf 100 % des Gesamtstrontiums aufaddieren. Das Trinkwasser wurde berechnet aus einer Zusammensetzung von 0 – 100 % lokalen Grundwassers und dem globalen Regenwasserwert, wobei sich der Anteil der einen Quelle aus 100 % minus dem Anteil der anderen Quelle ergibt.

Diese erste Modellvariante vernachlässigt die Strontiumquelle Boden. Da dieser, wie Tabelle 8 deutlich zeigt, jedoch auch eine Hauptquelle von Strontium darstellt und somit einen wesentlichen Einfluss auf den $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Wert eines Säugetieres nehmen kann, sollte diese unbedingt als potenzielle Strontiumquelle miteinbezogen werden. Daher wurde eine **zweite Modellvariante** erstellt, in welcher Boden als zusätzliche Strontiumquelle berücksichtigt wird. Der Absorptionsanteil von Strontium aus Bodenpartikeln wurde auf 0 bis zu 1 % gesetzt, wodurch sich die lokale Isotopiespanne der Säugetiere in Richtung des $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Wertes von Boden erweitert, den $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Werte des Bodens jedoch nicht erreicht (insofern dieser weit genug von dem $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnis der lokalen Vegetation entfernt ist).

Eine weniger auf den lokalen Werten basierende und der ersten Version des Mischungsmodells eher entsprechende **dritte Variante** wurde zudem angefertigt. Die lokale Säugetierspanne wurde hierbei durch das Heranziehen des $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Mittelwertes aus Variante 1 erstellt, indem von diesem ein Wert von 0,001 addiert und subtrahiert wurde. Diese herangezogene Spanne stammt aus der Beobachtung der Variabilität des $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnisses in archäologischem Skelettmaterial. Dabei fällt die $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Variabilität einer Datenpopulation messtechnisch normalerweise in einem Bereich von 0,002 (Grupe et al. 1997). Basierend auf dieser Beobachtung hat sich die Methode etabliert, bei der Definition der lokalen Strontiumisotopie einer Population den Mittelwert der gemessenen $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Werte zu verwenden und diesen um den besagten Wert zu erweitern. Die lokale Tier-/Menschenspanne wird hierbei durch $\mu \pm 0,001$ beschrieben (Price et al. 2004, 2015; Schweissing und Grupe 2003). Da die berechnete $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Spanne gerade zu Beginn der Modellberechnung sehr eng gefasst war, was durch den Mangel einer Erweiterung der $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Werte der einzelnen gemessenen Proben für die Bestimmung der $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Spanne der Strontiumquellen verursacht wurde, wurde diese Spanne als Hilfe und Richtlinie zur Bestimmung der lokalen Strontiumspanne herangezogen (Söllner et al. 2016). Diese Spanne ist im Vergleich zu vielen anderen veröffentlichten Studien, welche deutlich engere lokale Spannen von

beispielsweise 0,0003 (Burton und Hahn 2016) oder noch kleiner in Gegenden mit sehr homogenem Grundgestein beschreiben, recht weit gefasst. Die Variation in der Spannweite der lokal beobachtbaren $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Werte ist auf die lokale und regionale Komplexität des geologischen Untergrunds zurückzuführen (Crowley et al. 2017). Dabei sind die lokalen bioverfügbaren $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Spannen in geologisch homogenen Regionen eher eng gefasst. In komplexeren Gebieten, wie es auch die Europäischen Alpen sind, können hingegen diversere $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnisse erwartet werden. Da in dieser Studie nicht nur mit Proben aus einer Gebirgsregion gearbeitet wurde, sondern zudem das Probenmaterial auch noch von verschiedenen Spezies mit unterschiedlich großen Strontiumeinzugsgebieten aus unterschiedlichen archäologischen Zeiten stammt, wurde entsprechend eine höhere lokale Strontiumspanne erwartet, weshalb die Verwendung einer $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Spanne von 0,002 in diesem Fall besser geeignet sein sollte.

Die Konstellation und Zusammensetzung der verschiedenen Strontiumquellen in dem hier erstellten Mischungsmodell für die Berechnung des $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnisses im Säugetier ist nach Modellvarianten getrennt in Abbildung 21 zusammengefasst.

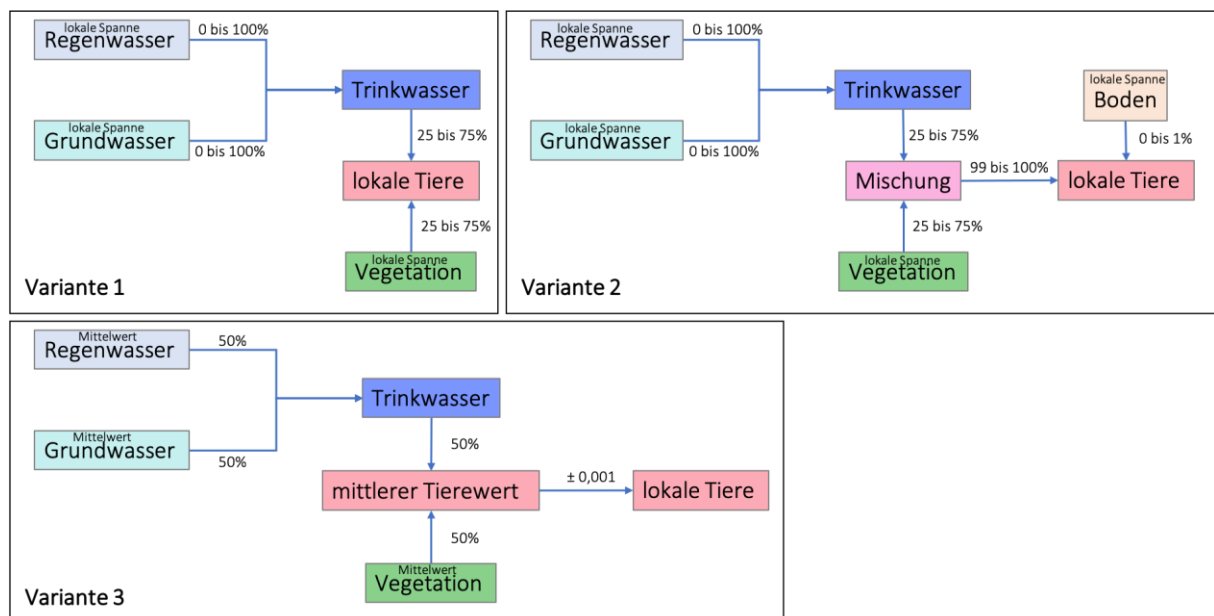


Abbildung 21 Darstellung der drei Modellvarianten und deren Berechnung der $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Spanne lokaler Säugetiere.

A 2 Variabilität der Strontiumsignaturen

Wie in dem vorangegangenen Kapitel beschrieben, wurden die Strontiumquellen für das Mischungsmodell auf die Umweltmaterialien Vegetation, Regenwasser, Grundwasser und Boden reduziert. Pro Fundort wurde jeweils eine Probe der Materialien Grundwasser, Holz und Boden genommen und deren Strontiumisotopie und Strontiumkonzentration gemessen. Da das Modell die gesamte **lokal bioverfügbare $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Variation** berechnen soll, ist eine korrekte Definition der lokalen Strontiumquellen von großer Bedeutung. Messdaten einzelner Proben geben über diese jedoch keine Auskunft. Um eine Annäherung an die lokale Variabilität innerhalb der Umweltmaterialien zu erhalten, wurde eine Literaturrecherche bezüglich der zu erwartenden lokalen Spannen in den verschiedenen Probenmaterialien durchgeführt. Durch das Heranziehen der Literaturwerte wurden die gemessenen Einzelwerte zu lokalen Spannen erweitert. Zusätzlich musste ein Proxy für den $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Wert und die Strontiumkonzentration in Regenwasser gefunden werden, da keine Regenwasserproben an den Fundorten gesammelt wurden. Im Folgenden werden die Überlegungen und herangezogenen Referenzen zu den verschiedenen Umweltmaterialien erläutert.

A 2.1 Vegetation

Trotz der ortsspezifischen Strontiumsignatur von Pflanzen treten, wie in Kapitel IC 1.3 bereits beschrieben, sowohl zwischen benachbarten Pflanzen als auch innerhalb verschiedener Pflanzenorgane ein und desselben Individuums Variationen innerhalb der $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Signatur und der Strontiumkonzentration auf. Durch die Messung einer einzelnen Vegetationsprobe pro Fundort ist eine Erfassung dieser Diversität jedoch nicht möglich. Um die in Pflanzengeweben vorhandene Variabilität in dem Mischungsmodell nicht zu vernachlässigen, wurden Literaturwerte gesucht, welche als Annäherung der zu erwartenden Spannen in – auf derselben geologischen Einheit wachsender – Vegetation verwendet werden können.

Die Daten der zwei Studien Miller et al. (2014) und Knipper et al. (2012), welche sowohl Unterschiede zwischen den **$^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnissen** innerhalb einer Pflanze als auch zwischen verschiedenen Pflanzen derselben geologischen Einheit enthalten, wurden mit einer eigenen Dreifachmessung einer Holzprobe kombiniert. Diese Beobachtungen weisen darauf hin, dass über die gesamte lokale Vegetation eines Fundortes typischerweise eine $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Spannbreite von 0,0009 zu finden ist. Dieses Intervall wurde entsprechend für die Aufstellung der lokalen Vegetationsspanne verwendet.

Wie den bisherigen Überlegungen bereits zu entnehmen ist, spielt die Strontiumsignatur der lokalen Vegetation, welche in dem Mischungsmodell für die gesamte aufgenommene Nahrung stellvertretend verwendet wird, eine sehr große Rolle in der Isotopie eines Säugetieres. Die hier verwendete Herangehensweise der Bestimmung der lokalen Strontiumspannen der verschiedenen Quellen nimmt an, dass der gemessene Wert der lokalen Umweltprobe dem Mittelwert der lokal auftretenden Signaturen entspricht. Selbst bei einer Normalverteilung der Strontiumsignatur in der lokalen Vegetation, ist das Ziehen des arithmetischen Mittelwerts oftmals nicht gegeben. Um die Genauigkeit der lokalen Vegetationsspanne zu erhöhen wurde daher, wie in Lengfelder et al. (2019) empfohlen, eine **Anpassung** des $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Bereichs der lokalen Vegetation anhand der pflanzlichen Strontiumquellen Grundwasser, Atmosphäre und Boden durchgeführt. Hierfür wurde fundortweise getestet, ob die erstellte lokale Vegetationsspanne ($\mu \pm 0,00045 (\pm 2 \cdot \text{SE})$) innerhalb des Isotopiebereiches der drei anderen Umweltproben spannen enthalten ist. Bei einer Abweichung des Pflanzenwertes aus der lokalen Umweltproben spanne wurde die hinzugefügte $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Gesamtspanne von 0,0009 ($+ 4 \cdot \text{SE}$) nicht mehr gleichmäßig um die gemessene Isotopie der Holzprobe herumgelegt (Messwert \pm Spanne/2), sondern in Richtung der lokalen Umweltproben spanne verschoben (siehe Abbildung 22). Somit konnten mehrfach Werte

außerhalb des erlaubten Vegetationsbereichs vermieden werden, oder die Vegetationsspanne zumindest in die erwartete Richtung verschoben werden, in welchem Fall der Messwert lediglich einem Extremwert am Rand der lokalen Verteilung entspricht.

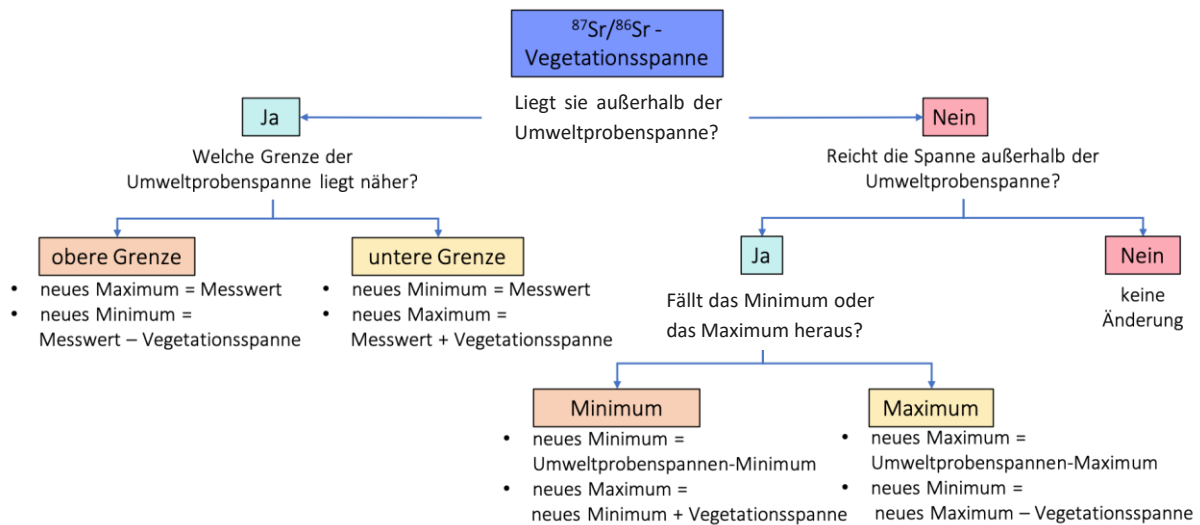


Abbildung 22 Prinzip der im Kalkulator eingebauten Abfragereihenfolge für die Korrektur der Vegetationssignatur.

In dem **Sonderfall**, in welchem die lokale Umweltprobenspanne kleiner ist als die der lokalen Vegetation, wurde die Spanne der Vegetation entsprechend verkleinert, sodass diese keine $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Werte außerhalb der pflanzlichen Strontiumquellen einnehmen kann.

Wie erwartet kommt es allein durch diese Anpassung der lokalen Vegetationsspannen zu einer verbesserten Übereinstimmung der archäologischen Säugetierdaten mit den modellierten lokalen Säugetierspannen im Vergleich zu der 2019 veröffentlichten Modellvariante. Hierbei werden an 10/45 Fundorten (Fundorte 108, 131, 137, 138, 143, 147, 148, 150, 153, 154) mehr Säugetierdaten eingeschlossen als zuvor. An keinem der Fundorte kommt es zu einer Verschlechterung.

Basierend auf Altersunterschieden verschiedener Pflanzenorgane, der Akkumulation von Strontium durch Immobilisierung und die einhergehende Einlagerung in verschiedene Gewebe, Biopurifikation sowie die **Konzentration** an Strontium in den verschiedenen Quellen einer Pflanze, kommt es auch in der Strontiumkonzentration zu intra- und interindividuellen Variationen. Die Konzentrationsspanne der Vegetation eines Fundortes wurde nach Beobachtungen von Miller et al. (2014) und Bailey et al. (1996) auf ± 3 ppm gesetzt. Da in manchen Holzproben Strontiumkonzentrationen unterhalb von 3 ppm gemessen wurden, wurde zusätzlich eine minimale Konzentrationsgrenze von 0,5 ppm festgelegt, um zu kleine bis negative Konzentrationswerte zu vermeiden (Lengfelder et al. 2019).

A 2.2 Grundwasser

Das Strontium in Grundwasser stammt im Wesentlichen aus der Verwitterung von lokalen Mineralien. Dabei werden während der Interaktion von Wasser mit Mineralien Sr^{2+} -Ionen in die wässrige Lösung freigesetzt (Hajj et al. 2017). **Strontiumquellen** stellen dabei sowohl Aquifermineralien als Bodenpartikel dar, wodurch im Grundwasserkörper selbst aber auch bereits während der Infiltration von Wasser Strontium in das Wasser abgegeben wird. Ausschließlich bei einem sehr ausgewaschenem strontiumarmen Boden und kurzen Aufenthaltszeiten des Wassers im Aquifer kann die Isotopie des Regenwassers das $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnis des Grundwassers wesentlich beeinflussen (Ribeiro et al. 2014). Die Grundwassersignatur entspricht normalerweise jedoch der Isotopie der lokalen Geologie, insbesondere der der Mineralien des Aquifers (Montgomery et al. 2006; Ribeiro et al. 2014; Voerkelius et al. 2010). Der Eintrag

von Strontium aus Regenwasser an sich ist so gering, dass dieser auch bei starken Regenfällen zu keiner Änderung des $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnisses in Grundwasser führt und lediglich die Strontiumkonzentration durch beispielsweise Verdünnung reduzieren kann (Voerkelius et al. 2010).

Die Dimension der Beitragshöhen der wesentlichen Strontiumquellen ist normalerweise stabil und unterliegt keinen Änderungen. Daher kann die **Isotopie** von Grundwasser grundsätzlich als konstant angesehen werden (Ribeiro et al. 2014; Voerkelius et al. 2010). Die Größe an natürlich auftretenden Variationen des $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnisses innerhalb eines Grundwasserkörpers, welche beispielsweise durch eine unterschiedlich gute Vermischung der Wassermassen abhängig von der Fließgeschwindigkeit und dem Wassernachlauf auftreten können, wurden, wie Lengfelder et al. (2019) zu entnehmen ist, basierend auf eigenen Doppelmessungen und aus Ribeiro et al. (2014) entnommenen Werten auf $\pm 0,000285$ festgesetzt.

Abhängig von der Residenzzeit und somit der Kontaktzeit des Wassers und der Menge an lösungsfähigen oder austauschbaren Strontiumionen in den jeweiligen Mineralien, tragen die unterschiedlichen Bodenschichten verschieden viel Strontium zum Grundwassergehalt bei (Åberg et al. 1989; Horn 2005; InterregIIIA-Projektbericht 2008; Jørgensen et al. 1999). Die Aufenthaltszeit des Wassers im Aquifer und den verschiedenen Infiltrationsschichten können dementsprechend die Strontiumkonzentration des Wasserkörpers signifikant beeinflussen. Mazor (2004) zu Folge kommt es natürlicherweise zu kleinen Schwankungen in den Auffüll- und Ablaufmengen. Die **Strontiumkonzentration** eines Grundwassers scheint demnach eine höhere Variabilität als die Strontiumisotopie aufzuweisen. Wie Grundwasseranalysen zu entnehmen ist, kommt es in verschiedenen Grundwässern zu einer weiten Spanne des Strontiumgehalts, mit Werten von $< 0,2$ ppb bis zu $22,8$ ppm (z. B. Knipper 2011; Mazor 2004; Ribeiro et al. 2014; Voerkelius et al. 2010; Wadleigh et al. 1985). Aufgrund dieser Spannbreite wurde die Variabilität des Strontiumgehaltes in Grundwasser in Relation zu dem mittleren Gesamtgehalt bestimmt und nach Chesson et al. (2012) auf 15 % gesetzt.

A 2.3 Atmosphärischer Niederschlag

Atmosphärisches Niederschlagswasser kann einen wesentlichen Bestandteil des Trinkwassers in Säugetieren darstellen. Da, wie oben erklärt, in dieser Studie keine Messung lokalen Regenwassers erfolgt ist, wurde eine Literaturrecherche bezüglich der Herkunft und einer möglichen Annäherung an den Strontiumgehalt und der -isotope in lokalem Regenwasser durchgeführt. Wie Kapitel IB 3.2 zu entnehmen ist, stammen Elemente in der Atmosphäre entweder aus dem hydrologischen Kreislauf oder aber aus Aerosolen. Dabei stellt die Hauptquelle des in der **Atmosphäre** gehaltenen Wassers Meereswasser dar, welches aus der Evaporation von Wassermolekülen an der Meeresoberfläche stammt (Mazor 2004).

Atmosphärisches Strontium besitzt somit viele verschiedene **Quellen**. Betrachtet man die $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnisse nassen Niederschlags, so ist dieses vielerorts direkt von der Evaporation des Ozeanwassers abzuleiten (Hajj et al. 2017). Gerade das meteorische Wasser küstennaher Regionen weist marine $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Werte auf (Andersson et al. 1990; Bain und Bacon 1994; Drouet et al. 2005b; Duarte et al. 2017; Montgomery et al. 2007). Mit zunehmender Entfernung von der Küste setzen sich die größtenteils durch Windverwirbelungen in die Atmosphäre freigesetzten Aerosole jedoch immer mehr aus terrestrischen sowohl biogenen als auch anorganischen Staubpartikeln zusammen, statt aus Meerwasser (Capo et al. 1998; Faure 1986; Négrel et al. 2007; Watts und Howe 2010). Dies und auch das Abregnen von Strontium während der Wanderung der Luftmassen landeinwärts führt zu einer zunehmend starken Abänderung der $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Signatur atmosphärischen Niederschlags ausgehend von marinen $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Werten hin zu der Signatur der terrestrischen Aerosolquellen (Andersson et al. 1990; Capo et al. 1998;

Faure 1986; Land et al. 2000; Miller et al. 1993). Neben natürlichen Aerosolquellen können auch anthropogene Aktivitäten, wie das Mahlen und Verarbeiten von strontiumhaltigen Verbindungen, das Verbrennen von Kohle, der Schwefelbergbau oder die Ackerlanddüngung zu einer Freisetzung von Strontium in der Atmosphäre beitragen (Kabata-Pendias 2010; Lee und von Lehmden 1973; Ondov et al. 1989; Perry 1999; Que Hee et al. 1982; Raven und Loeppert 1997). Die Emission von Strontium erfolgt dabei hauptsächlich in Form von Strontiumoxid, welches schnell mit Feuchtigkeit oder Kohlenstoffdioxid zu Hydroxiden oder Karbonaten reagiert (Watts und Howe 2010) und größtenteils in Form von nassen Niederschlägen aus der Atmosphäre ausfällt (Hirose et al. 1993). Strontiumkonzentrationen liegen dabei jedoch selbst in emissionsnahen Regionen in einem kleinen Rahmen von wenigen ng/m^3 , wodurch das Strontiumsignal natürlicher Aerosole an den meisten Orten das anthropogene überlagert (Duarte et al. 2017; Dzubay und Stevens 1975; Ondov et al. 1989; Perry 1999; Que Hee et al. 1982; Sweet et al. 1993; Witz et al. 1986). Vernachlässigt man einzelne Sturm- oder Brandereignissen, kann das $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnis des atmosphärischen Niederschlags eines Ortes als **stabil** angesehen werden (Bailey et al. 1996; Capo et al. 1998; Dasch 1969; Dijkstra et al. 2003; Miller et al. 1993).

Ein Großteil der terrestrischen **Aerosole**, sowohl abiotisch (Åberg et al. 1989; Andersson et al. 1990; Capo et al. 1998; Graustein und Armstrong 1983; Miller et al. 1993), als auch biotisch (Bailey et al. 1996), stammt aus lokalen Quellen. Da die in diesem Modell angewandten Hauptquellen von Strontium in Säugetieren so gut wie möglich voneinander getrennt und auf das wesentliche reduziert werden sollten, wurden diese Komponenten den lokalen Quellen Boden und Vegetation zugeschrieben. Hierdurch werden in dem Modell nicht lokale Aerosolquellen, welche durch einen Langstreckentransport in die untersuchten Regionen eingetragen werden könnten, vernachlässigt (Lengfelder et al. 2019). Durch diese vorgenommene Reduktion und Trennung der atmosphärischen Strontiumquellen bleibt reines Regenwasser, welches aus der Evaporation von Meerwasser stammt (Hajj et al. 2017), als einzige Quelle übrig.

Das $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnis in Meerwasser ist über die Ozeane homogen, da es in diesen zu einer globalen Durchmischung der Wassermassen innerhalb von einem Jahrtausend kommt und Strontium dort eine sehr lange Residenzzeit von circa $2,5 \cdot 10^7$ Jahren besitzt (Broecker 1963; Broecker und Peng 1982; Goldberg 1963; Holland 1984; Palmer und Edmond 1989; Taylor und McLennan 1985; Veizer 1989). Die $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Signatur wiederum unterliegt kaum Schwankungen und kann im Zeitrahmen des Holozäns als konstant angesehen werden. Dies ist einerseits bedingt durch die lange Halbwertszeit von ^{87}Rb -Ionen und der sehr geringen Rubidiumkonzentration (um die 0,1 ppm), wodurch eine Neubildung von ^{87}Sr -Ionen keine wesentliche Rolle spielt und vernachlässigbar ist (DePaolo und Ingram 1985; Faure 1986). Andererseits ist der Strontiumeintrag aus Fluss- und Grundwasserquellen im Vergleich zu der Wassermenge der **Ozeane** so gering, dass diese erst über eine Dauer von 10^4 Jahren zu einer signifikanten Änderung des $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnisses führen könnten (McArthur 1994; Richter und Turekian 1993). Das meiste Strontium im Meer stammt aus Verwitterungsprodukten der kontinentalen Kruste, welche durch ober- und unterirdische Wasserläufe in die Meere eingetragen wurden. Zusätzlich tragen aber auch Verwitterungsprodukte von Inselbögen und Gesteinen des Ozeanbodens sowie hydrothermale Alterationen an ozeanischen Rücken in kleineren Mengen zum Gesamtstrontiumgehalt bei (Allègre et al. 2010; Beck et al. 2013; Coogan und Gillis 2013; Davis et al. 2003; Palmer und Edmond 1989; Spooner 1976). Das Ergebnis ist ein $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnis, welches mit 0,709 zwischen dem mittleren $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Wert von 0,716 der kontinentalen Kruste (Elderfield 1986; Goldstein und Jacobsen 1988) und der Isotopensignatur der ozeanischen Basalte, mit einem Verhältnis von circa 0,703 (Albarède et al. 1981; Elderfield 1986), liegt (Hajj et al. 2017).

Da Strontiumisotope keiner Fraktionierung unterliegen, ist das $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnis in Wasserdampf dasselbe wie in der flüssigen Phase. Die genaueste Bestimmung des $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnisses modernen Meerwassers stammt von Faure und Mensing (2009). Durch eine Sammlung publizierter Messwerte und eine Korrektur dieser Daten anhand des mitgeführten Standards NBS 987 ($^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr} = 0,710250$) konnten diese eine sehr präzise Strontiumisotopie von $0,70918 \pm 0,00001$ ($2 \cdot \text{SD}$) ermitteln. Dieser Wert stimmt gut mit anderen publizierten $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Bereichen überein, welche etwas weitergefasst von circa 0,7091 bis 0,7092 reichen (Bentley 2006; Burke et al. 1982; Capo und DePaolo 1992; Dia et al. 1992; Dijkstra et al. 2003; Frei und Price 2012; Goldstein und Jacobsen 1987; Hess et al. 1986; Hodell et al. 1990; Koch 2007; Veizer 1989; West et al. 2010). Um die Strontiumsignatur nicht zu eng zu fassen, wurde in dieser Studie ein $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Bereich von 0,70916 bis 0,70920 als Repräsentant lokalen Niederschlagswassers gewählt.

Um den ungefähren Strontiumgehalt in Regenwasser zu ermitteln, wurde nach Studien gesucht, in welchen sowohl das $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnis als auch die **Strontiumkonzentration** in atmosphärischem Niederschlag gemessen wurden. Neben der Biopurifikation kommt es auch während Phasenwechseln zu einer Abnahme der Strontiumkonzentration. So wird nur ein Bruchteil des im Meerwasser enthaltenen Strontiums während der Evaporation von Wasser mit in die atmosphärische Wasserphase übertragen. Åberg et al. (1989) schätzen diesen Anteil auf etwa eine Größenordnung von 10^{-3} , wodurch die Konzentration von Regenwasser ausgehend von einer Strontiumkonzentration von 7,7 ppm in Meerwasser (Bernat et al. 1972; Brass und Turekian 1972, 1974; Faure 1986) bei wenigen ppb liegen sollte. In der Literatur sind sowohl sehr hohe Konzentrationen als auch weite $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Spannen für Regenwasser zu finden, welche eindeutig auf das Vorhandensein von strontiumreichen Aerosolen in den analysierten Niederschlagsproben hindeuten (beispielsweise Åberg et al. 1989; Andersson et al. 1990; Pearce et al. 2015; Wickman 1996; Xu und Han 2009). In der Mehrheit der Studien wurden jedoch mittlere Konzentrationen von < 2 ppb beobachtet (z. B. Andersson et al. 1990; Capo et al. 1998; Dijkstra et al. 2003; Drouet et al. 2005b; Gosz und Moore 1989; Négrel und Roy 1998; Ribeiro et al. 2014; Xu und Han 2009), was mit der Erwartung nach Åberg et al. (1989) gut übereinstimmt. Da die Strontiumwerte der für das Mischungsmodell gesuchten Regenwasserquelle einen allgemeinen globalen Wert ohne die Beimischung von ortsspezifischen abiotischen und biotischen Aerosolen besitzen soll, wurden Messergebnisse gesucht, deren $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnisse und Strontiumkonzentrationen im erwarteten Bereich liegen. Durch diese Selektion von Datenpunkten wurde eine Konzentrationsspanne von 0,20 bis 1,75 ppb für reines Regenwasser festgelegt (Lengfelder et al. 2019).

A 2.4 Boden

Strontium in Böden stammt aus vielen verschiedenen Quellen. Diese stellen vor allem geologische Verwitterungsprodukte, in kleinen Beitragsmengen Wassereinträge, atmosphärische Deposition und anthropogene **Quellen**, wie beispielsweise Dünger, dar (Åberg et al. 1989; Bain und Bacon 1994; Blum et al. 2000; Borg und Banner 1996; Graustein 1989; Graustein und Armstrong 1983; Kennedy und Derry 1995; Miller et al. 1993; Poszwa et al. 2000). Da Boden eine Schichtung aufweist und je nach Tiefe der Schicht unterschiedlich stark von geologischen und atmosphärischen/biologischen Elementquellen beeinflusst wird, treten zum Teil sehr ausgeprägte Variationen sowohl in der Strontiumkonzentration als auch in der Strontiumisotopie zwischen den verschiedenen Schichten auf (Stewart et al. 1998). Dies konnte in mehreren Studien beobachtet werden (Åberg et al. 1989; Dambrine et al. 1997; Graustein 1989; Miller et al. 1993; Poszwa et al. 2002, 2003, 2004; Probst et al. 2000; Wickman 1996).

Geologisch stark beeinflusste Bodenschichten besitzen eine Strontiumisotopie, die allgemein der Signatur des Muttergesteins entspricht. Jedoch kommt es durch die unterschiedlich schnelle und starke Verwitterung von Mineralen mit inhomogenen Konzentrationen und Isotopenverhältnissen zu einer Modifizierung des Mittelwerts des Grundgesteins. Insbesondere in der **bioverfügbaren Isotopie** kommt es daher oftmals zu einer Abweichung von der reinen geologischen Signatur (Borg und Banner 1996; Capo et al. 1998; Evans et al. 2009; Fullagar et al. 1971; Goldstein und Jacobsen 1987; Hajj et al. 2017; Horton et al. 1999; Jung et al. 2004; Pretti und Stewart 2002; Price et al. 2002; Stueber et al. 1972).

Aufgrund des hohen organischen Anteils in den oberen Bodenschichten wird die Mehrheit des atmosphärisch eingetragenen Strontiums in diesen abgefangen und an Komplexbildner gebunden. In einer Studie nach **atmosphärischem Eintrag** von ^{90}Sr -Ionen zeigten Comar et al. (1957), dass dieses in den oberen 5 cm festgebunden wird und kaum eine Abwärtsbewegung aufweist. Auch weitere Studien zeigen, dass bereits ab einer Bodentiefe von circa 20 cm die Bodensignatur deutlich stabiler ist als in den oberen Schichten und hauptsächlich aus geologischen Quellen stammt (Åberg 1995; Li et al. 2016; Miller et al. 1993; Steinmann und Stille 1997).

Da Niederschlagswasser als Katalysator in der Verwitterung von Mineralien wirkt, kommt es durch die unterschiedlich starke Verwitterung der Mineralien und den Kontakt zu Sickerwasser dennoch auch in tiefer gelegenen Bodenproben zu einer **Variation** der Strontiumsignatur der verschiedenen Bodenschichten (Drouet et al. 2007; Jung et al. 2004; Poszwa et al. 2002, 2004). Eine Annäherung an die Variabilität in der Isotopensignatur in tiefer gelegenen, hauptsächlich von der geologischen Strontiumsignatur geprägten Bodenschichten wurde wie in Lengfelder et al. (2019) beschrieben nach eigenen Messdaten auf $\pm 0,0001$ festgesetzt. Die Variation innerhalb der Strontiumkonzentration wurde nach Miller et al. (2014) auf $\pm 10\%$ geschätzt.

A 2.5 Zusammenfassung der verwendeten Wertespannen

In den vorhergehenden Unterkapiteln wurde erklärt wie die lokalen Wertespannen der Umweltproben gebildet wurden. Unter Berücksichtigung der Messungenauigkeit ($2 \cdot \text{SE}$) der Einzelmessungen wurden die einzelnen gemessenen Datenpunkte um die festgelegte Variabilität erweitert, wodurch aus einem einzelnen Datenpunkt ein lokaler Bereich gebildet wurde. Die verwendeten Werte sind in Tabelle 11 zusammengetragen.

Tabelle 11 Zusammenstellung der verwendeten Literaturwerte, mit denen die lokalen $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ - und Strontiumkonzentrationsspannen der Umweltproben berechnet wurden. Dabei wurden mit Hilfe einer Addition und Subtraktion der Literaturwerte und der Messungenauigkeit ($2 \cdot \text{SE}$) der einzelnen Messwerte aus dem gemessenen Wert „x“ einer Umweltprobe eine lokale Spanne erstellt.

Probenmaterial	$^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Spanne	Konzentrationsspanne
Vegetation	$x \pm 0,00045 \pm (2 \cdot \text{SE})$	$x \pm 3 \text{ ppm} \pm (2 \cdot \text{SE})$
Grundwasser	$x \pm 0,000285 \pm (2 \cdot \text{SE})$	$x \pm (0,15 \cdot x) \pm (2 \cdot \text{SE})$
Boden	$x \pm 0,0001 \pm (2 \cdot \text{SE})$	$x \pm (0,1 \cdot x) \pm (2 \cdot \text{SE})$
Regenwasser	0,70916 bis 0,70920	0,20 ppb bis 1,75 ppb

A 3 Allgemeiner mathematischer Hintergrund

Das folgende Kapitel beschreibt den grundlegenden Aufbau der Berechnungen, welche für die Kalkulation der lokalen Strontiumspannen gemäß der in den verschiedenen Mischungsmodellen festgelegten Quellenanteilen herangezogen wurden.

Für die Berechnung der Mischisotopien, die sich aus der Mischung der oben genannten Strontiumquellen mit den verschiedenen Beitragsmengen ergeben, wurden zunächst **Mischungslinien** erstellt, welche jeweils zwei der herangezogenen Quellen verbinden. Hierfür wurden sowohl die $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Werte als auch die Strontiumkonzentrationen der Quellen verwendet.

Die Formel für eine solche Mischungslinie zweier Quellen stammt aus Faure (1986) und stellt eine Hyperbel dar. Eine Hyperbel ist definiert durch die Gleichung $y = \frac{m}{x} + b$, wobei m die Steigung und b den Achsen Schnittpunkt darstellt. In der Gleichung wird die Steigung durch $\frac{c_A c_B (Sr_B - Sr_A)}{(c_A - c_B)}$ und der Achsenabschnitt durch $\frac{c_A Sr_A - c_B Sr_B}{c_A - c_B}$ beschrieben. Die beiden Strontiumquellen wurden als A und B bezeichnet, die daraus berechnete Mischung als M. Sr steht für das $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnis und c für die Strontiumkonzentration. Folglich ist der $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Wert einer Mischung der beiden Quellen definiert als:

$$Sr_M = \frac{c_A c_B (Sr_B - Sr_A)}{c_M (c_A - c_B)} + \frac{c_A Sr_A - c_B Sr_B}{c_A - c_B} \quad [\text{Formel 1}]$$

Sowohl das $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnis als auch die Strontiumkonzentration der beiden Quellen sind bereits gegeben. Allerdings benötigt man für die Berechnung der Isotopie der Mischung auch deren Strontiumkonzentration c_M . Für deren Kalkulation wurde die folgende Formel herangezogen (Faure und Mensing 2009):

$$c_M = f_A * c_A + (1 - f_A) * c_B \quad [\text{Formel 2}]$$

Dabei stellt f_A den Anteil der Quelle A in der Mischung M dar. Demnach setzt sich die Konzentration der Mischung M aus dem Anteil der Quelle A in der Mischung multipliziert mit der Konzentration der Quelle A plus den Anteil an Quelle B zusammen, welcher wiederum definiert ist als der Gesamtanteil der beiden Quellen an der Mischung M (dieser entspricht 100 %, da sich die Mischung nur aus den beiden Quellen zusammensetzt), minus den Anteil an Quelle A, mal die Konzentration der Quelle B.

Um nun die Konzentration der Mischung M ausrechnen zu können, müssen die **Beiträge der beiden Quellen** A und B festgesetzt werden. Für die Berechnung des $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnisses lokaler Säugetiere wurden diese Beiträge auf ein Minimum von $f = 25 \%$ bis hin zu einem Maximum von $f = 75 \%$ gesetzt. Der Ablauf einer solchen Berechnung ist in Abbildung 23 grafisch dargestellt.

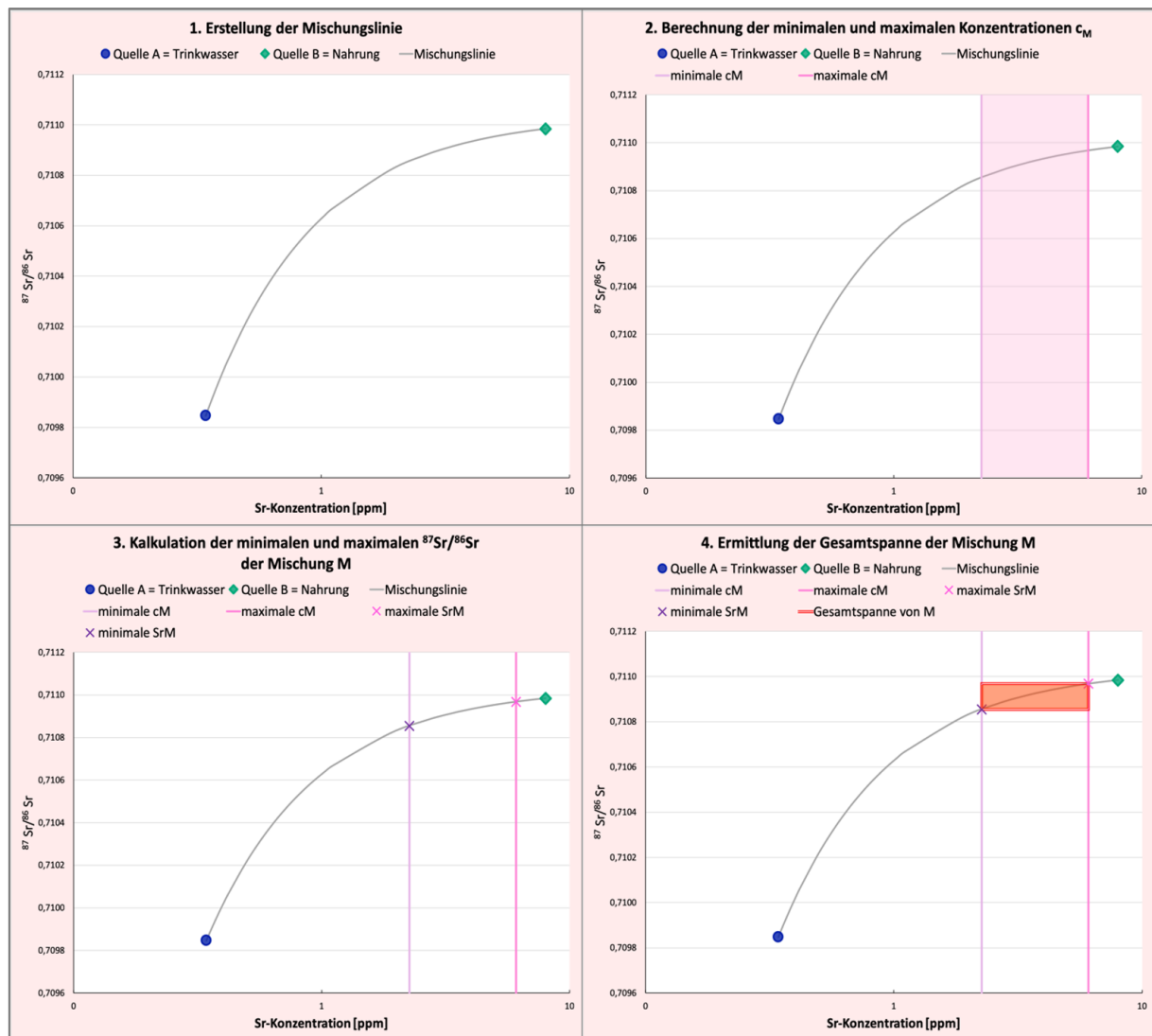


Abbildung 23 Grafische Darstellung der vier Arbeitsschritte bei der Berechnung der maximalen Spanne einer Mischung M.

1. Erstellung einer Mischungslinie nach Formel 1.
2. Berechnung der minimalen und maximalen Konzentrationen (c_M) der Mischung M bei den minimalen und maximalen Anteilen der Quellen A und B unter Verwendung von Formel 2.
3. Kalkulation der $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnisse an den Schnittpunkten der Mischungslinie mit den Geraden der zuvor berechneten minimalen und maximalen Konzentrationen der Mischung M mit Hilfe von Formel 1.
4. Definition der sich aus diesen Werten ergebenden Spanne an möglichen $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnissen und Strontiumkonzentrationen der Mischung M unter der gegebenen Mischungszusammensetzung aus den Quellen A und B.

In der vorliegenden Arbeit wurden die Strontiumwerte der herangezogenen Strontiumquellen für die zu berechnende lokale Säugetierspanne, abweichend von Abbildung 23, nicht als einzelne Punkte definiert, sondern als Spannen. Diese **Spannen** wurden für die Berechnung als Vierecke beschrieben, welche sich aus der Kombination der minimalen und maximalen $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnisse mit den minimalen und maximalen Strontiumkonzentrationen zusammensetzen. Um mit der weitmöglichen Spanne zu rechnen, wurden die folgenden Wertekombinationen für die Berechnung verwendet: minimale Strontiumkonzentration und minimales $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnis, maximale Konzentration und maximaler $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Wert, minimale Strontiumkonzentration und maximaler $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Wert sowie maximale Strontiumkonzentration und minimaler $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Wert. Jede dieser Wertekombinationen von Quelle A wurde daraufhin mit jeder einzelnen Wertekombination von Quelle B gemischt, sodass insgesamt 16 Mischungslinien erstellt wurden (siehe Abbildung 24). Unter Verwendung der festgelegten minimalen und maximalen Quellenanteile, wurden anschließend für jede einzelne dieser Mischungslinien die durch die Mischung

entstehenden minimalen und maximalen Konzentrationen sowie minimalen und maximalen $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Werte in der daraus gebildeten Mischung M (den lokalen Säugetieren) ermittelt (siehe Abbildung 25).

Es ist zu beachten, dass die Spanne der **Strontiumkonzentration der Mischung M** , welche sich durch die beschriebene Berechnung ergibt, nicht der in einem tierischen Knochen erwarteten Konzentration entspricht. Die berechnete Konzentration ist ein zeit- und mengenunabhängiger Wert. Es wurden weder die tatsächlichen Aufnahmemengen [mg] der einzelnen Quellen noch die im tierischen Körper ablaufende Akkumulation oder die Diskriminierung gegenüber Strontium unter Bevorzugung von Kalzium in der Kalkulation berücksichtigt. Auch die Einbau- und Umbaurate von Bioapatit wurde nicht in die Berechnung einbezogen. Diese Faktoren nehmen lediglich einen Einfluss auf die Strontiumkonzentration. Für die Strontiumisotopie eines lokalen Säugetieres sind diese hingegen bedeutungslos. Das entscheidende Ergebnis des Mischungsmodells ist die lokale $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Spanne, anhand derer nicht ortstypische $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnisse detektiert werden können. Biopurifikation und Akkumulation von Strontium wurden im Modell daher vernachlässigt. Um eine grafische Darstellung der berechneten Säugetierdaten im Mischungsmodell zu ermöglichen, wurden die berechneten Strontiumkonzentrationen herangezogen, wodurch die berechneten Werte auf den gespannten Mischungslinien liegen. Als Ergebnis der Kalkulation wurde die maximale Spanne der $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnisse zusammen mit der maximalen Spanne der Strontiumkonzentrationen angegeben. Auch grafisch wurde eine Kombination dieser vier Werte verwendet (siehe Abbildung 25).

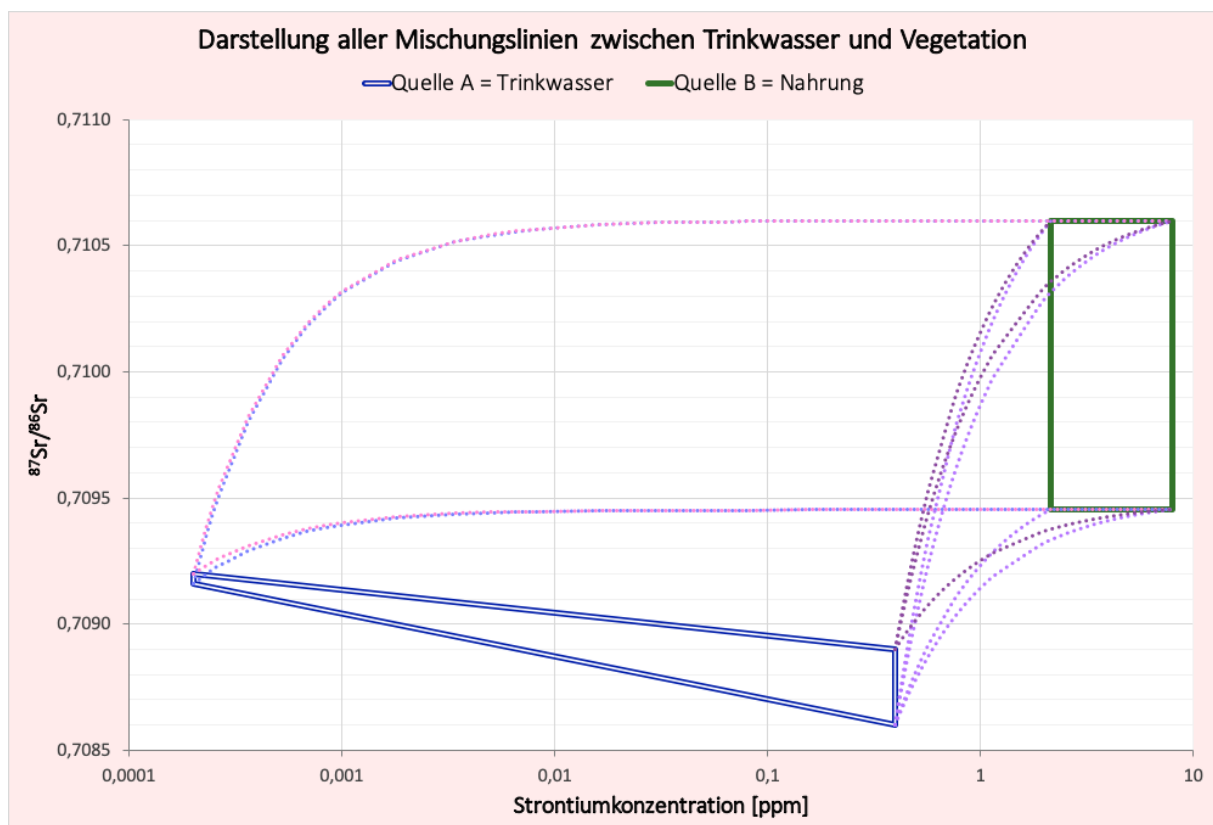


Abbildung 24 Darstellung aller 16 Mischungslinien, die für die Berechnung der maximalen Tierspanne erstellt werden. Die gepunkteten Linien stellen dabei jeweils Mischungslinien dar. Die zwei Quellen A und B wurden hier, wie es für die Berechnung verwendet wird, also Vierecke abgebildet. Jeder Punkt der Quelle A ist dabei über eine Mischungslinie mit jedem Punkt der Quelle B verbunden. Fünf der Linien liegen aufeinander, sodass sie nicht einzeln sichtbar sind. Die Konzentrationsachse ist in logarithmischer Skala eingezeichnet, da die Konzentrationsspanne zwischen den verschiedenen Strontiumquellen sehr groß ist (Magnitude von circa 10^5).

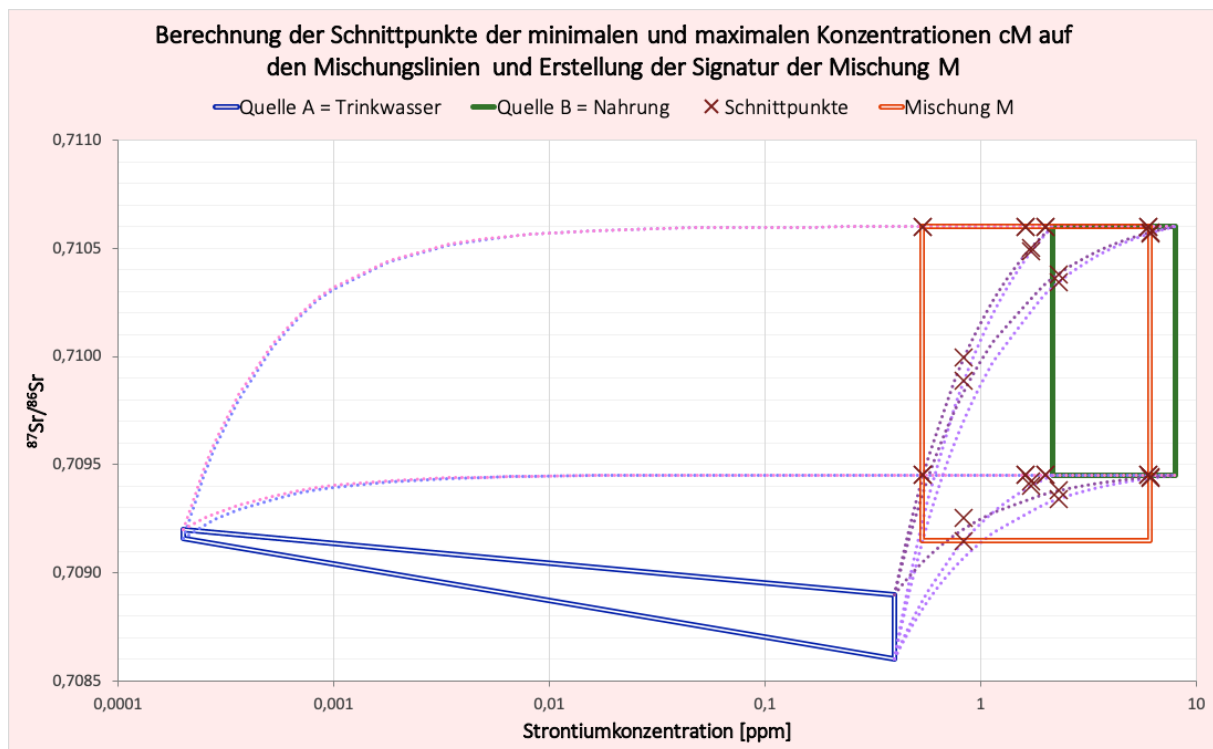


Abbildung 25 Berechnet man alle Schnittpunkte der jeweiligen minimalen und maximalen Konzentrationen, die bei einer Zusammensetzung von 25 und 75 % der jeweiligen Quellenpunkte A und B bestehen, mit den 16 Mischungslinien, so erhält man 32 Schnittpunkte aus deren Extremwerten die maximale Spanne der Mischung M bestimmt werden kann.

Bei der Betrachtung mehrerer solcher Mischungsmodelle ist deutlich geworden, dass bei der Mischung der Quellen A und B zu den festgelegten Verhältnissen die Kombination der vier **Extrempunkte**, wie sie in Abbildung 25 eingezeichnet sind, normalerweise nicht existiert. Die maximale Strontiumkonzentration tritt in den meisten Fällen nicht gleichzeitig mit dem minimalen $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Wert auf, sondern mit einer leicht erhöhten Isotopie. Genauso verhält es sich mit den anderen drei Eckpunkten der maximalen Säugetierspanne. In Abbildung 26 wurde der lokale Säugetierbereich als eine Verbindung der vier tatsächlich existierenden Extrempunkte einer solchen Mischung dargestellt. Diese Punkte setzen sich aus dem minimalen $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Wert, dem maximalen $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Wert, der minimalen Strontiumkonzentration und der maximalen Strontiumkonzentration und den jeweiligen an diesen Punkten auftretenden Konzentrations- oder Isotopiewerten zusammen. Diese existierenden wahren Extrempunkte wurden herangezogen, wenn die Werte für eine weitere Berechnung innerhalb des Modells verwendet wurden. So ist beispielsweise die Trinkwasserspanne in allen Modellvarianten auf diese Weise definiert. Daher ist der Bereich für Trinkwasser, wie in Abbildung 24 bis Abbildung 26 ersichtlich, kein Rechteck, wie es die lokale Vegetation (Messwert \pm Variation) ist. In Modellvariante 2, in welcher Boden als zusätzliche Quelle herangezogen wurde, wurde zunächst die in Modellvariante 1 berechnete Säugetierspanne für weitere Berechnungen kalkuliert und die hier berechneten Extrempunkte der Mischung für weitere Berechnungen verwendet. Lediglich in der grafischen Darstellung wurde die viereckige Beschreibung der minimalen und maximalen Strontiumkonzentrationen und -isotopenverhältnisse gewählt, da diese alle möglichen Kombinationen bei einer Mischung der Quellen A und B mit den festgelegten Beitragsmengen enthält. Die vier existierenden Eckpunkte hingegen nicht (vergleiche Abbildung 25 und Abbildung 26).

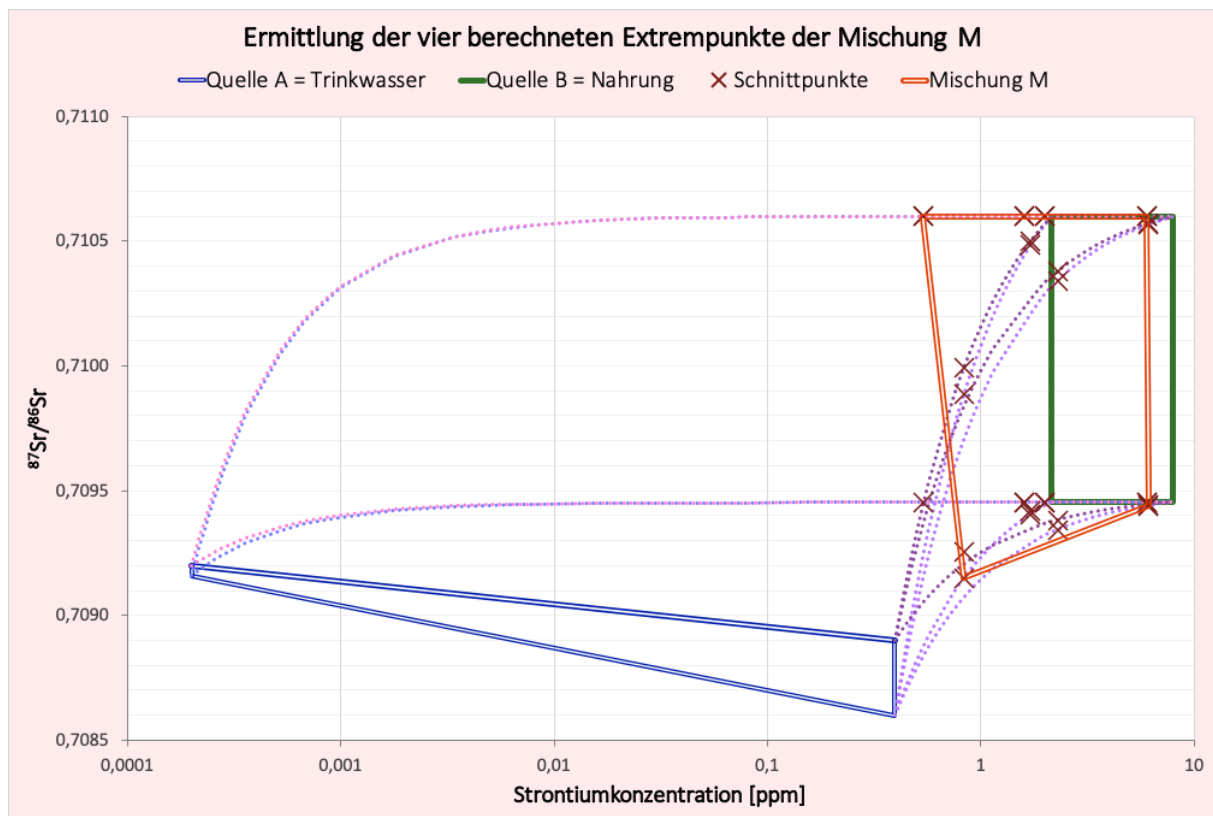


Abbildung 26 Darstellung der Mischungslinien und der 32 Schnittpunkte. Der Säugetierbereich wurde in dieser Grafik als ein nicht rechteckiger Bereich dargestellt, welcher die vier extremen Schnittstellenwerte verbindet.

Die Berechnung der minimalen und maximalen $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnisse mithilfe der Mischungslinien erfolgte nach folgendem **Rechnungsablauf**. Zunächst wurde für jede Mischungslinie die Konzentration der zwei extremen Quellenbeitragsmengen berechnet. Daraufhin wurde der minimale bzw. maximale $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Wert der Schnittstelle dieser Konzentrationen mit den jeweiligen Mischungslinien bestimmt. Dies erfolgte unter der Bedingung, dass sich dieser Wert innerhalb der Spanne der verwendeten $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnisse der beiden Quellen A und B befinden muss. Durch die Tatsache, dass die Mischungslinien als Hyperbeln definiert wurden, existieren in manchen Fällen zwei Schnittpunkte der Mischungslinie mit der Geraden einer bestimmten Konzentration. Es darf allerdings nur der Bereich der Hyperbel betrachtet werden, welcher sich zwischen den beiden herangezogenen Quellen befindet und hierbei eine Mischung der Quellen beschreibt. Daher wurden $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnisse außerhalb der Isotopenspanne der untersuchten Quellen nicht zu gelassen.

Für die **grafische Darstellung** der Mischungslinien wurden einzelne $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Werte der Mischung (Sr_M) über eine weite Spannbreite an Beitragsmengen der Quellen A (f_A) und B (f_B) von 0 bis 100 % berechnet. Hierfür wurde eine Kombination der Formeln 1 und 2 verwendet (Faure 1986):

$$\text{Sr}_M = \text{Sr}_A * f_A * \frac{c_A}{c_M} + \text{Sr}_B * (1-f_A) * \frac{c_B}{c_M} \quad [\text{Formel 3}]$$

Alle Berechnungen sowie die grafischen Darstellungen, wurden in Microsoft Excel für Mac (Version 16.19) angefertigt.

A 4 Vergleich mit den realen archäologischen Daten

Da das erstellte Modell für die Vorhersage und Bestimmung der Strontiumsignatur lokaler Säugetiere für archäologische/anthropologische Zwecke erstellt wurde, muss dessen Anwendbarkeit und Übereinstimmung mit tatsächlichem archäologischem Material geprüft werden.

Hierfür wurden $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnisse archäo(zoo)logischen Fundmaterials herangezogen, welches sich, wie im Materialteil (Kapitel IIC 4) bereits beschrieben, aus den vier verschiedenen Spezies Mensch, Rind, Schwein und Rothirsch zusammensetzt. Durch die Aufnahme und Untersuchung verschiedener Spezies und durch eine möglichst hohe Anzahl an Individuen pro Fundort können speziesspezifische, kulturelle und auch individuelle Eigenarten der unterschiedlichen analysierten Individuen in Bezug auf deren Strontiumquellen und die daraus resultierenden Variationen in deren Strontiumsignaturen besser bewertet und Fehlinterpretationen reduziert werden. Auch die vorhergegangene osteometrische Beurteilung der Regionalität der Tierknochen reduziert die Wahrscheinlichkeit ortsfremder Individuen innerhalb der Tierdatensets.

Trotz dieser Vorkehrungen ist zu beachten, dass es sich um archäologisches Fundmaterial handelt, bei welchem bis auf das geborgene Hartgewebe meist nichts Weiteres über die jeweiligen Individuen bekannt ist. Daher muss das in den Knochen und Dentin enthaltene $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnis nicht zwingend der lokalen Strontiumsignatur entsprechen. Zwar wurde das Material in der Nähe der gesammelten Umweltproben geborgen, doch ist nicht gesichert, dass die Individuen den Hauptteil ihres Lebens an dem Ort verbracht haben, an welchem sie letzten Endes verstorben sind. Insbesondere das $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnis von Menschen setzt sich durch deren hohe Handelsrate und Mobilität selten lediglich aus Strontiumquellen eines einzelnen Ortes zusammen. Auch Viehtrieb/Transhumanz, Handel mit Vieh und Tierprodukten sowie eingehandeltes Tierfutter und die teilweise weiten Streifgebiete der untersuchten Tierspezies können dazu führen, dass $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnisse archäozoologischen Fundmaterials nicht die reine lokale Strontiumsignatur widerspiegeln und gegebenenfalls sogar ortsfremde Signaturen tragen. Insbesondere das untersuchte menschliche Datenset setzt sich aus archäologisch auffälligen Gräbern zusammen, wobei es bei diesen gezielt um die Untersuchung des Migrationsverhaltens von Menschen innerhalb der Innpassage geht und hierbei ein Nachweis **ortsfremder Individuen** durchaus erwartet wird. Durch die großen Reviere und somit weitgefassten Strontiumeinzugsgebiete des Rothirsches sind in dessen Datenset ebenso häufige Unstimmigkeiten mit den lokalen $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Spannen der untersuchten Fundorte zu erwarten. Abhängig von der Haltungsform des Rindes, insbesondere der in alpinen Räumen oftmals durchgeführten Almwirtschaft, trifft dies bei dieser Spezies ebenfalls zu. Auch der Handel und das Mitführen von Tieren und Tierprodukten, wie es beispielsweise Schinken (auch als Wegzehrung) und Geweih als Rohstoff darstellen, ist zu beachten. Dies alles erschwert die Bestimmung der lokalen bioverfügbaren Strontiumsignatur anhand einer geringen Menge archäologischer Daten. Um lokale von ortsfremden Signaturen unterscheiden zu können, wurde daher nach einer Möglichkeit gesucht die Lokalität der Individuen weiter einschränken zu können und ortsspezifische $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnisse auffindig zu machen.

Vor dem Vergleich der modellierten lokalen Strontiumspannen mit denen des archäologischen Datensets wurde aufgrund der erwarteten hohen Rate ortsfremder Individuen zunächst die Verwendbarkeit der Säugetierdaten für das Validierungsdatenset überprüft. Als Kriterium für die Eignung des archäologischen Materials wurde mit Hilfe der Umweltproben eine $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Spanne erstellt, in welche das Säugetiermaterial fallen muss, um als für die Validierung geeignet eingestuft zu werden. Diese lokale Umweltprobenspanne wurde als Bereich zwischen den reinen, nicht bereits in biologischen Lebewesen gemischten, Strontiumquellen Boden, Grundwasser und Regenwasser definiert. Dabei können alle lokal möglichen Strontiumsignaturen in der Biosphäre nur Mischwerte innerhalb dieser Spanne annehmen. Isotopen außerhalb des durch die Signaturen der drei Umweltmaterialien gespannten **lokalen Dreieckes** sind nicht ausschließlich durch lokale Strontiumquellen erklärbar und werden somit als ortsfremd bezeichnet. Bei einer Häufung solcher ortsfremder Säugetierdaten muss der Befund fundortspezifisch behandelt und eine nachträgliche Untersuchung zusätzlicher Strontiumquellen vor Ort durchgeführt werden. Dabei ist zu überprüfen, ob die externe Strontiumsignatur daher stammt, dass die jeweiligen Individuen nicht von dem Untersuchungsort stammen, oder ob eine externe Strontiumquelle existiert, wie zum Beispiel Flusswasser, welche nicht in der Bestimmung der lokalen Strontiumquellen aufgenommen wurde und lokal lebende Individuen somit fälschlicherweise als nicht lokale Signaturträger identifiziert werden.

Die lokale Umweltprobenspanne wurde mit den bereits erweiterten Bereichen der jeweiligen Umweltproben nach Kapitel IIIA 2.5 erstellt, bei welchen die lokale Variabilität nach Literaturdaten abgeschätzt und auch der zweifache Standardfehler der massenspektrometrischen Messung berücksichtigt wurde. Diese erweiterte Spanne ist einerseits wichtig, da tatsächlich alle in lokalen Umweltproben vertretenen $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnisse mit aufgenommen werden sollten und andererseits eine zu strikte Begrenzung der lokalen $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Spanne vermieden werden sollte, da es zwischen den bioverfügbaren Signaturen verschiedener geologischer Einheiten zu fließenden Übergängen kommt und innerhalb der Strontiumverhältnisse biologischer Materialien keine abrupten Wechsel beobachtet werden.

Bei der Überprüfung der Tauglichkeit der einzelnen Säugetierdaten wurde deren $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnis ebenfalls um die Messgenauigkeit von $\pm 2 \cdot \text{SE}$ erweitert. Somit wurden Messwerte, die knapp außerhalb der Umweltprobenspanne liegen, unter Berücksichtigung des zweifachen Standardfehlers der Messung eventuell doch noch zu dem Validierungsdatenset hinzugezogen.

A 5 Berechnung des Anteils der verschiedenen Strontiumquellen in einer Pflanze

Um zu überprüfen, ob das $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnis der lokalen Vegetationsspanne durch die anderen drei Umweltproben Boden, Grundwasser und Regenwasser, welche die Strontiumquellen einer Pflanze darstellen (siehe Einleitung Kapitel IC 1.3), ebenfalls vorgesagt werden kann, wurde eine Berechnung der möglichen Zusammensetzungen des pflanzlichen Strontiums über die drei Strontiumquellen sowie deren jeweiliger Beitrag berechnet. Wäre dies verlässlich machbar, könnte auf das Messen der Holzprobe verzichtet werden. Somit müsste pro Fundort eine Umweltprobe weniger gemessen. Zugleich könnte das erstellte Mischungsmodell für die Modellierung der lokalen Strontiumsignatur von Säugetieren um die Vorhersage der $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Signatur lokaler Vegetation erweitert werden.

Für die grobe Berechnung der minimalen und maximalen Beitragsmengen der jeweiligen Strontiumquellen wurden die minimalen und maximalen $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnisse der erweiterten lokalen Vegetationsspanne und die Spannen der drei Strontiumquellen Boden, Grundwasser und Regenwasser heran-

gezogen. Die Strontiumkonzentration der lokalen Vegetation wurde nicht berücksichtigt, da diese nicht direkt von der phytoverfügbaren Konzentration in der pflanzlichen Umgebung abgeleitet werden kann, sondern eine Akkumulation von Strontium vorliegt und die tatsächliche Konzentration von Strontium in pflanzlichen Geweben reguliert wird (siehe Kapitel IC 1.3). Stattdessen wurde die Strontiumkonzentration der Vegetation je nach Zusammensetzungsmöglichkeit der Strontiumisotopie berechnet. Dieser kalkulierte Wert entspricht der Aufnahmekonzentration pro Aufnahmemasse, nicht der tatsächlichen akkumulierten Konzentration im Pflanzengewebe.

Wie auch bei dem Mischungsmodell für Säugetiere, wurde jeweils eine Mischung von zwei Quellen untersucht. Das heißt es wurde versucht, das $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnis der Pflanze durch eine Mischung der beiden Quellen Regenwasser und Boden, Regenwasser und Grundwasser, oder Boden und Grundwasser zu erklären. Da nur die minimalen und maximalen Beitragsmengen der jeweiligen Strontiumquellen untersucht wurden, wurden die vier extremsten Kombinationen an maximalen und minimalen $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnissen und Strontiumkonzentrationen der Quellen berechnet, wie in Tabelle 12 dargestellt. Diese vier Kombinationen wurden zweimal berechnet, einmal mit dem minimalen $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnis der lokalen Vegetation und einmal mit dem maximalen $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Wert. Zusätzlich wurde einmal der „Mittelwert“ der lokalen Vegetation mit den mittleren Strontiumkonzentrationen und Isotopiewerten der untersuchten beiden Quellen kombiniert.

Tabelle 12 Kombination der unterschiedlichen Strontiumkonzentrationen ($c(\text{Sr})$) und $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnisse (Isotopie) der beiden untersuchten Strontiumquellen einer Pflanze.

Quelle A / Quelle B	minimale $c(\text{Sr})$ + minimale Isotopie	minimale $c(\text{Sr})$ + maximale Isotopie	maximale $c(\text{Sr})$ + maximale Isotopie	maximale $c(\text{Sr})$ + minimale Isotopie
minimale $c(\text{Sr})$ + minimale Isotopie	X			
minimale $c(\text{Sr})$ + maximale Isotopie		X		
maximale $c(\text{Sr})$ + maximale Isotopie			X	
maximale $c(\text{Sr})$ + minimale Isotopie				X

Um den **Beitrag der verschiedenen Quellen** zu berechnen, wurde nun zunächst die Konzentration der Vegetation des jeweiligen Szenarios mit Hilfe von Formel [1] berechnet, welche für die Berechnung der Strontiumkonzentration der jeweiligen Mischungen mit bekannter Strontiumisotopie umgestellt und nach der Konzentration der Mischung c_M aufgelöst wurde. Daraufhin wurden die Anteile von Quelle A und B des Szenarios mit Formel [2] kalkuliert, welche ebenfalls entsprechend umgeformt wurde. Wenn eine der Kombinationen der Strontiumkonzentrations- und Isotopiespannen zweier Strontiumquellen Anteilsmengen weder kleiner als 0 noch größer als 100 % annahmen, wurde die Kombination als möglich akzeptiert. Sobald eine Kombination der anderen beiden Quellen zu einer Erklärung des $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnisses der lokalen Vegetation möglich ist, ist der minimale Anteil der dritten Quelle als Null anzusehen, da diese Quelle scheinbar nicht zwingend notwendig ist. Der maximale Anteil des Strontiums aus einer Quelle sowie der minimale Anteil dieser, sollte er nicht gleich 0 sein, wurden folgendermaßen berechnet: Zunächst wurde der mittlere Strontiumanteil einer möglichen Quellenkombination A und B zum pflanzlichen Gesamtstrontium ermittelt, indem die mittlere Strontiumkonzentration der Vegetation der möglichen Kombinationen an $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnissen und Strontiumkonzentration der Quellen A und B berechnet wurde. Danach wurden die mittlere Konzentration und der mittlere Beitrag der Quellen A und B dieser möglichen Kombinationen bestimmt. Der Beitrag der Quelle multipliziert mit dessen Konzentration und dividiert durch die Gesamtkonzentration der Mischung ergibt den Anteil der Quelle am Strontium der Mischung. Dieser mittlere Anteil der Quellen A und B wurde für alle drei Quellenkombinationen durchgeführt und davon jeweils der minimale und maximale mittlere Anteil der drei Quellen bestimmt.

B Blei

Wie in der Einleitung (Kapitel IC 2.2) beschrieben, kann Blei sowohl über die Aufnahme von Nahrungsmitteln und Trinkwasser als auch durch Inhalation und Hautkontakt in den Körper eines Säugetieres aufgenommen werden. Welche Bleiquellen in einem Säugetier die größten Rollen spielen und zu welchem Verhältnis diese Quellen zu dem Gesamtbleipool innerhalb des Säugetierkörpers beitragen, wurde mit einer zu den Vorgängen des Strontiummodells vergleichbaren Kalkulation berechnet.

Dabei stellte sich zunächst die Frage, welche Quellen überhaupt in Betrachtung gezogen werden sollten, in welchem Ausmaß die vier Quellen Luft, Boden, Wasser und Nahrung zu dem Bleigehalt innerhalb eines Säugetieres beitragen können und ob hier bestimmte Muster erkennbar werden.

B 1 Bleiquellen im Säugetier

Alle vier für die Strontiummodellierung herangezogenen Quellen können auch in der Aufnahme von Blei eine wichtige Rolle spielen, wie die folgenden Beobachtungen an modernen Studiensubjekten zeigen.

So kann durch **Trinkwasser** eine große Menge an Blei aufgenommen werden. Dabei ist die Aufnahme von bleihaltigem Wasser schätzungsweise für 20 % des körperinternen Bleis eines Menschen verantwortlich (Russell 1989; USEPA 2019). Es ist jedoch zu beachten, dass naturräumlich hauptsächlich sehr geringe Bleikonzentrationen in Gewässern auftreten. Insbesondere in Grundwasser ist Blei lediglich in Größenordnungen von 10^{-9} (ppb) anzutreffen. Dies ist auf die sehr langsame und nur in geringen Mengen auftretende Abwärtsbewegung von Blei durch den Boden in das jeweilige Aquifer zu erklären (ATSDR 2007). Dennoch kann Wasser die Signatur auch in präindustriellen Skelettelementen eines Säugetieres erheblich beeinflussen (Montgomery 2002).

Über die **Nahrung** werden schätzungsweise zwischen 7 – 15 % des Gesamtbleis in Erwachsenen und 40 bis 53 % des Bleigehalts in Kindern aufgenommen (WHO 2010). Für Erwachsene wird die Aufnahmemenge auf 5 – 1700 µg pro Tag geschätzt (Fergusson 1990; Quartermann 1986). Es ist allerdings zu beachten, dass ein Großteil der heutzutage mit der Nahrung aufgenommenen Bleimenge aus sowohl atmosphärischem Niederschlag, anthropogenen Bleiquellen als auch aus an Nahrung haftenden Bodenpartikeln stammt, wodurch Nahrung als Bleiquelle zumindest zu archaischen Zeiten wohl eher eine untergeordnete Rolle spielen sollte (USEPA 1986; Gulson 2008; Gwiazda et al. 2004; Kamenov 2008; Laidlaw et al. 2005; Mielke et al. 2010; Mielke und Reagan 1998; Zahran et al. 2013; Zhang et al. 1998). Die Isotopensignaturen moderner mariner und terrestrischer Tiere zeigen jedoch, dass diese nicht nur Blei aus anthropogenen Umweltverschmutzungen absorbieren, sondern unabhängig von ihrem Habitat Isotopenverhältnisse aufweisen, welche mit der aufgenommenen Nahrung vergleichbar sind (Outridge et al. 1997; Outridge und Stewart 1999; Smith et al. 1990). Daher sollte Nahrung als potenzielle Bleiquelle nicht vernachlässigt werden.

Da das Schwermetall Blei natürlicherweise in Gesteinen enthalten ist, kann **Boden** sowohl für Menschen als auch für andere Säugetiere eine wesentliche Bleiquelle darstellen (Grupe et al. 2017; Kamenov 2008; Keller et al. 2016; Mielke et al. 2010; Zahran et al. 2013). Dabei können Bodenpartikel einerseits oral aufgenommen werden und andererseits auch durch das Einatmen von Bodenaufstaubpartikeln in den Körper gelangen. Unter natürlichen Bedingungen nehmen erwachsene Menschen ungefähr zwischen 1 und 50 mg Blei am Tag über Bodenpartikel auf, bei erhöhtem Bleiauftreten sind es bis zu 625 mg (Davis und Mirick 2006; Van de Wiele et al. 2007). Da Kinder in der Regel häufiger Bodenpartikel zu sich nehmen als es Erwachsene tun, besitzen diese eine erhöhte tägliche Aufnahmemenge von Bodenblei mit Werten von 20 – 200 mg am Tag (Binder et al. 1986; Clausen et al. 1987; Duggan und Williams

1977; USEPA 2008; Van Wijnen et al. 1990; WHO 2010). Blei aus Boden kann somit sowohl in Erwachsenen als auch in Kindern eine Hauptquelle von Blei im Körper ausmachen (Keller et al. 2016; Mielke und Reagan 1998) und wird auch für prähistorische Populationen eine primäre Rolle gespielt haben (Montgomery 2002). Gerade in archäologischen Populationen wird der Anteil an Mineralpartikeln in der Nahrung höher gewesen sein als heute, da durch den limitierten Zugang zu Wasser einerseits weniger Dreck von Händen und Lebensmitteln gewaschen wurde und andererseits auch durch Mahlvorgänge und weitere Zubereitungsschritte eine erhöhte Menge an Bodenpartikeln in die Nahrung eingetragen wurde (Johnson et al. 2019; Montgomery 2002). Insbesondere in grasenden Tieren aber auch in anderen Freilandtieren, wie Hirschen, Enten und Singvögeln, konnte eine sehr hohe Einnahme von Blei über Bodenpartikel beobachtet werden (Arthur und Alldredge 1979; Beyer et al. 1997; Bindler 2011; Chenery et al. 2012; Fries 1982; Langley 1996; Eeva und Lehikoinen 2000). Bei Schafen nimmt Blei aus Bodenpartikeln, welche mit der Nahrung aufgenommen wurden, 34 – 97 % des Gesamtbleigehalts ein (Smith et al. 2010).

Neben der direkten Inhalation von Partikeln aus der Luft, scheint die Aufnahme von **Aerosolen** vor allem durch die orale Aufnahme von auf der Nahrung anhaftenden Partikeln zu erfolgen. Es wird geschätzt, dass anthropogene Bleiaerosole um die 40 % des mit der menschlichen Nahrung aufgenommenen Bleis ausmachen. Auch für grasende Tiere ist die Bleibelastung durch Aerosole, die mit der Nahrung aufgenommen werden, deutlich höher als durch inhalierte Aerosole (Bowen 1982; USEPA 1986). Im Gegensatz zu dem Strontiumsystem kann für Blei keine feste Signatur in Regenwasser festgelegt werden, da innerhalb des Wasserzyklus kaum Bleiionen getragen werden. Das Blei in der Atmosphäre und auch im feuchten Niederschlag stammt hauptsächlich aus Benzinemissionen oder technischen Aerosolen (Bacon und Bain 1995), oder entspricht aufgewirbelten Bodenpartikeln. Bei der atmosphärischen Komponente handelt es sich demnach hauptsächlich um Aerosole, welche eine wesentliche Bleiaufnahme in sowohl Mensch als auch Tier verursachen können. Unter Vernachlässigung von Langstreckentransporten kann diese Komponente für archäologische Zeiten in die beiden Bleiquellen Boden und die jeweiligen zu dem Lebenszeitpunkt der untersuchten Individuen herrschenden lokalen anthropogenen Emissionen reduziert werden. Für moderne Zeiten ist dies jedoch nicht gegeben, da globale Bleiverschmutzungen die lokale Bleisignatur über anthropogene Aerosole stark verändert haben und somit auch die geologische Variation reduziert wurde (Bollhöfer und Rosman 2001; Hamelin et al. 1997; Véron et al. 1992, 1999). Unglücklicherweise wird somit die Identifikation von zu archäologischen Zeiträumen herrschenden Bleiverhältnissen der Atmosphäre erschwert. Eine mögliche Herangehensweise für eine annähernde Bestimmung der atmosphärischen Bleiisotopensignatur bietet das Heranziehen von Bleianalysen nahe gelegener Erzlagerstätten und die Untersuchung der Isotopensignale von beispielweise Moos-, Torf-, Sediment- oder Gletscherarchiven, welche zurückdatiert werden können.

Es zeigt sich, dass je nach lokaler Gegebenheit jede der drei untersuchten Quellen einen potenziellen Hauptlieferanten von Blei im Säugetier darstellen und die im Säugetier enthaltene Signatur somit signifikant beeinflussen kann, wobei deren Beiträge stark zu variieren scheinen. Neben Boden, Wasser und Nahrung kann auch atmosphärischer Niederschlag einen wesentlichen Teil zu dem Blei innerhalb eines Säugetieres beitragen. Die exakte Beitragsmenge der jeweiligen Quellen ist von den darin enthaltenen Bleikonzentrationen abhängig, welche, wie in der Einleitung IC 2.4 erläutert wurde, in modernen Proben zudem stark von zu archäologischen Zeiten herrschenden Bedingungen abweichen. Um eine angemessene Gewichtung der verschiedenen Bleilieferanten zueinander treffen zu können, wird im Folgenden eine Kalkulation der täglich absorbierten Bleimengen aus den vier genannten Quellen für die beiden Beispielspezies Mensch und Rind durchgeführt.

B 2 Anteil der einzelnen Quellen am körperinternen Blei eines Säugetieres

Die **Konzentrationen** an Blei reichen mit Ausnahme von Hotspots und starken Bleiverschmutzungen innerhalb der vier untersuchten Bleiquellen von weniger als 0,1 ppb bis zu 30 ppm, wie Tabelle 13 zu entnehmen ist. Besonders die Konzentration von Blei in natürlichen Wässern kann mit unter einem ppb sehr gering ausfallen und sollte dementsprechend keine wesentliche Rolle im Gesamtleipool eines Säugetieres spielen. Die Konzentration in der Luft ist noch geringer mit Werten von 0,001 bis 0,02 ppb. Da allerdings im Laufe eines Tages wesentlich mehr Luftvolumen ein- und ausgeatmet wird als Wasser getrunken wird, könnte Blei aus Aerosolen dennoch mehr zu dem Gesamtlei innerhalb eines Säugetieres beitragen als das Blei aus Wässern.

Tabelle 13 Außerhalb von Hotspots natürlich vorkommende und zu erwartende Bleikonzentration in den vier Materialien Atmosphäre, Wasser, Vegetation und Boden.

Quellen	Konzentration	Literatur
Wasser	<0,0001 – 0,12 ppm	Arle et al. 2013; Bowen 1982
Atmosphäre	9 – 160 ng/m ³	Adriano 2001
Vegetation	1 – 10 ppm	Adriano 2001; Lambertz und Welling 2010
Boden	1 – 30 ppm	Alloway 1990

Blei kann über die Oberflächen der drei **Organe** Haut, Lunge und Gastrointestinaltrakt absorbiert werden. Die Absorptionsraten liegen dabei bei 0,06 % (Moore et al. 1980), 30 – 50 % (Underwood 1977; Philip und Gerson 1994) und 2 – 33 % (Oomen et al. 2002; Markowitz 2000; Skerfving und Bergdahl 2007; Underwood 1977; Van de Wiele et al. 2007; White et al. 1998; WHO 2010). Die Absorptionsrate über die Haut ist für Blei nochmals deutlich geringer als für Strontium und kann vernachlässigt werden.

Für die Berechnung der minimalen und maximalen absorbierten Bleimengen aus den verschiedenen Quellen wurden tägliche **Aufnahmemengen** von Nahrung, Trinkwasser und Atemluft von jeweils 1,4 bis 3,6 kg, 0,9 bis 2,3 L und 8 bis 20 m³ im Menschen und 60 bis 100 kg, 10 bis 100 L und 137 bis 157 m³ im Rind herangezogen (Literatur siehe Kapitel A 1.2).

Die **Verdaulichkeit** von Zellulose wurde auf 35 – 59 % in Menschen und 60 % bis 80 % in Rindern gesetzt, und der Bodenbeitrag auf eine Höhe von 0 bis 10 % der Nahrung im Menschen und 5 – 30 % der Nahrungsmenge im Rind bemessen. Die Bioverfügbarkeit von Wasser wurde auf 1 bis 30 % geschätzt, da Blei, wie in Kapitel IC 2.1) beschrieben, kaum in gelöster Form in Wasser vorliegt und in diesem sehr stabile Bindungen eingeht. Die Verfügbarkeit der Bodenkonzentration wurde durch eine Limitierung der Absorptionsrate im Gastrointestinaltrakt auf die minimale Aufnahme rate eingeschränkt.

Die **täglich absorbierte Menge** an Blei aus den vier einzelnen Quellen wurde berechnet, indem die täglich aufgenommene Menge der Quellen mit der Absorptionsrate des Bleis in den verschiedenen Organen, der Verdaulichkeit des aufgenommenen Materials und der Konzentration von Blei innerhalb der untersuchten Quelle multipliziert wurde. Dabei wurden die in Tabelle 14 angegebenen Spannen kalkuliert.

Tabelle 14 Spanne der täglich aus den Quellen Trinkwasser, Atemluft, Nahrung und Boden, absorbierten Bleimengen in [mg].

Quellen/Mensch	Minimum	Maximum	Mittelwert	Quellen/Rind	Minimum	Maximum	Mittelwert
Wasser	1,8 * 10 ⁻⁸	0,027	2,606 * 10 ⁻³	Wasser	20 * 10 ⁻⁸	1,188	0,090
Luft	21,6 * 10 ⁻⁶	0,002	0,473 * 10 ⁻³	Luft	0,370 * 10 ⁻³	0,013	4,969 * 10 ⁻³
Nahrung	9,8 * 10 ⁻³	7,009	1,131	Nahrung	0,720	264	53,900
Boden	0	0,216	0,039	Boden	0,060	18	4,34

Um einen besseren Überblick über die Relevanz der einzelnen Quellen an der täglich absorbierten Gesamtbleikonzentration zu bekommen, wurden die **prozentualen Minimal- und Maximalanteile** berechnet (Tabelle 15). Dabei wird ersichtlich, dass in beiden untersuchten Spezies sowohl Nahrung als auch Bodenpartikel die Hauptbleilieferanten darstellen können, wobei bei den mittleren Konzentrationen die Nahrung für den größten Bleieintrag verantwortlich zu sein scheint. Vor allem in Wiederkäuern aber wie oben beschrieben auch in Menschen scheint Bodenblei neben der Nahrung einen großen Beitrag am Gesamtblei zu besitzen. Trinkwasser scheint hingegen lediglich wenige Prozent des Gesamtbleigehalts in Säugetieren einzunehmen und auch über die Luft eingeatmetes Blei scheint unter normalen Bedingungen kaum eine Rolle zu spielen. Nur im Fall einer geringen gastrointestinalen Bleiabsorption steuert atmosphärisches Blei einen etwas höheren Beitrag an der täglich absorbierten Gesamtbleikonzentration bei, da in einem solchen Fall weniger Blei aus Nahrung, Boden und Trinkwasser in den Körper aufgenommen wird. In beiden Spezies handelt es sich bei eingeatmetem Blei und Blei aus Trinkwasser mit mittleren täglich absorbierten Beitragsmengen unter einem Prozent somit um vernachlässigbare Bleiquellen.

Tabelle 15 Prozentualer Anteil der täglich absorbierten Bleimenge.

Quellen/Mensch	Minimum	Maximum	Mittelwert	Quellen/Rind	Minimum	Maximum	Mittelwert
Wasser	0,00 %	14,45 %	0,20 %	Wasser	0,00 %	9,05 %	0,13 %
Luft	0,00 %	14,04 %	0,15 %	Luft	0,00 %	1,58 %	0,03 %
Nahrung	4,28 %	100,00 %	87,28 %	Nahrung	3,83 %	99,98 %	77,16 %
Boden	0,00 %	95,65 %	12,37 %	Boden	0,02 %	96,15 %	22,68 %

Eingeatmetes Blei trägt demnach erst bei einer erhöhten Menge an bleihaltigen Partikeln in der Atemluft, wie es beispielsweise Boden- oder Lackpartikel und auch Autoabgase darstellen, mehr zu dem Gesamtbleigehalt im Körper eines Säugetieres bei. An Ortschaften, die in der Nähe von Schmelzhütten oder anderen lokalen Bleihotspots gelegen sind, treten deutlich höhere Bleikonzentrationen in der Luft auf als anderen Orts. Dabei kann die Verhüttung von Erz eine Bleibelastung in der Atmosphäre von über $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ verursachen (ATSDR 2007), was einem dreistelligen Anstieg der Bleikonzentration in der Luft entspricht. Berechnet man die minimale und maximale prozentuale Beitragsmenge erneut mit einer Bleikonzentration von $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$, so steuern Aerosole an solchen Fundorten den Hauptteil des körperlernen Bleis in Säugetieren bei. Dabei macht atmosphärisches Blei im Menschen, mit täglich absorbierten Bleimengen von 0,24 mg bis 1 mg, einen prozentualen Anteil von 3,20 % bis 99,03 % aus und in Rindern 1,43 % bis 90,96 %, wobei die über einen Tag inhalierte und absorbierte Bleimenge 4,11 mg bis 7,85 mg beträgt. Somit werden im Fall einer hohen atmosphärischen Bleiverschmutzung im Mittel täglich 0,56 mg bzw. 5,88 mg Blei im Menschen bzw. Rind mehr absorbiert. Der mittlere prozentuale Beitrag der vier Quellen beträgt im Menschen 0,11 % für Trinkwasserblei, 48,68 % für atmosphärisches Blei, 47,84 % für Nahrungsblei und 3,37 % für Blei aus Bodenpartikeln. Im Rind sind es respektive 0,11 %, 20,56 %, 64,15 % und 15,18 %. Atmosphärisches Blei nimmt in einem solchen Fall im Menschen die Hälfte des täglich absorbierten Bleis ein, im Rind circa ein Fünftel. Somit werden an Orten mit einer hohen atmosphärischen Bleibelastung selbst durch das reine Einatmen der Luft signifikante Bleimengen in den Körper aufgenommen, welche die körperlernen Isotopensignatur entsprechend in Richtung der atmosphärischen Bleisignatur verändern. Durch die hohe Konzentration an Blei in der Atmosphäre könnte es zudem zu einer Änderung der Isotopensignatur der aufgenommenen Nahrungsmittel kommen, wodurch diese in gewissem Maße das Blei aus dem anthropogenen Bleihotspot widerspiegeln. Auch Bodenproben in der Nähe von blei-emissionsreichen Gebieten besitzen eine deutlich höhere Bleikonzentration (Alloway 1990). Durch die orale und nasale Aufnahme solcher, an atmosphärischem Blei angereicherter, Bodenpartikel würde man an Orten in der Nähe von anthropogenen Bleiquellen zusätzliche eine erhöhte Menge dieses Bleis in Form von Boden zu sich nehmen.

An bleihotspotfernen Orten spielt atmosphärisches Blei hingegen eher im Rahmen der oralen Aufnahme von auf Nahrung abgelagerten Partikeln, in den Oberböden akkumulierten aus der Luft ausgefallenen Aerosolen und durch atmosphärisches Blei verschmutztes Trinkwasser eine Rolle. Allein in Oberböden wird die Menge an atmosphärischem abgelagertem Blei auf 0,8 bis 10,8 g pro Kubikmeter geschätzt (Dörr et al. 1990; Haack et al. 2003). Unter solchen Bedingungen ist die orale Aufnahme von Blei als der Hauptweg von Blei in den Körper eines Säugetieres anzusehen.

Mit Ausnahme des Szenarios eines geringen Bleigehalts in der Nahrung und besonders hohen Konzentrationen in der Luft, stellen Nahrung und Boden die **Hauptquellen** des Bleis in einem Säugetier dar. Die Höhe des tatsächlichen Beitrags der einzelnen Quellen ist hierbei stark von der vor Ort auftretenden Konzentration abhängig und kann entsprechend variieren. Trinkwasser spielt lediglich im Falle einer hohen Bleikonzentration im zweistelligen ppb-Bereich eine Rolle. Dies ist jedoch nur selten der Fall und tritt im Rahmen von für menschliches Trinkwasser verwendetem Grundwasser nur selten auf. Lediglich in manchen Oberflächengewässern, welche einen hohen Bodenanteil besitzen oder durch Kontakt zu Bleirohren und ähnlichem einen erhöhten Bleigehalt besitzen, befinden sich in Trinkwässern Bleikonzentrationen von über 4 ppb. Diese können im Falle einer geringen Bleikonzentration in Nahrung und Boden zu einem signifikanten Beitrag zum Gesamtkörperbleigehalt beitragen und somit die Isotopensignatur im Körper eines Säugetieres wesentlich mitbeeinflussen. Da in einem solchen Fall das Blei zwar über das Trinkwasser in den Körper aufgenommen wird, ursprünglich jedoch aus einer anderen Quelle stammt, ist hier das Trinkwasser selbst nicht als die ursprüngliche Quelle des Bleis anzusehen, sondern die Quelle der Bleiverschmutzung.

Möchte man die vor Ort gemessenen Bleikonzentrationen der unterschiedlichen Quellen verwenden, sollten diese mit dem **reinen prozentualen Beitrag der einzelnen Quellen** gewichtet werden. Hierfür wurde der prozentuale Beitrag der verschiedenen Quellen ohne Berücksichtigung der für die Berechnung herangezogenen Konzentrationsspannen berechnet. Trinkwasser wurde für diese Kalkulation ausgeschlossen. Hingegen sollte atmosphärisches Blei nicht vernachlässigt werden, da in den Europäischen Alpen diverse Erzminen vorzufinden sind und somit die Wahrscheinlichkeit besteht, dass lokale Bleihotspots erhöhte Bleimengen in der Atmosphäre verursacht haben. Blei aus der Atmosphäre sollte dementsprechend auf jeden Fall als potenzielle Bleiquelle berücksichtigt werden und eine Bestimmung der lokal zu erwartenden archäologischen Bleisignatur in der Atmosphäre ein wichtiger Bestandteil der Definition der lokalen Säugetierisotopenspanne sein. Atmosphärisches Blei besitzt eine hohe Bleiabsorptionsrate und auch das tägliche Atemvolumen, welches täglich in die Lunge eines Säugetieres ventiliert wird, ist enorm groß. Den anderen drei Quellen steht dieses mit mittleren prozentualen Beitragswerten von 96,51 % in Menschen und 86,74 % in Rindern gegenüber. Die beiden Bleiquellen Nahrung und Boden besitzen von den übrigen Prozentanteilen prozentuale tägliche Beitragsmengen von 57,65 % – 100,00 % und 0,00 % – 42,35 % in Menschen und in Rindern Anteile von 54,55 % – 99,77 % und 0,23 % – 45,45 %. Die mittleren Beitragshöhen von Boden liegen im Menschen bei 5,13 % und im Rind bei 10,75 %. Somit reicht der Beitrag von Blei aus Nahrung von 55 % bis 100 % und der Beitrag von Bodenblei von 0 % bis 45 %.

Im Gegensatz zu Strontium, lässt sich für Blei keine tatsächliche **Modellierung** der ortstypischen Bleiisotopensignatur in Säugetieren durchführen. Einerseits sind die Beitragsspannen der unterschiedlichen Quellen zum absorbierten Blei so weit, dass alle Isotopiewerte, welche innerhalb der zwischen den Quellen ziehbaren Spanne liegen, möglich sind. Andererseits kann eine konzentrationsgewichtete Kalkulation nicht durchgeführt werden, da die Atmosphäre als potenzielle wesentliche Quelle nicht ausgeschlossen werden kann und eine realistische Annäherungen an die zu archäologischen Zeiten vorhandene atmosphärische Bleiisotopensignatur und Konzentration unmöglich ist und zudem unklar ist, wie viel sedimentiertes atmosphärisches Blei über orale Aufnahme in den Säugetierkörper gelangt. Klar ist jedoch, dass drei der vier betrachteten Bleiquellen einen wesentlichen Beitrag zu dem Gesamtlei eines Säugetieres leisten können. Mit Ausnahme von Trinkwasserquellen deren natürliche Bleikonzentration deutlich über 10 ppm liegen, kann Wasser als wesentliche, die Bleiisotopensignatur signifikant verändernde, Bleiquelle ausgeschlossen werden. Demnach ist zu erwarten, dass in den meisten Fällen die Isotopenverhältnisse lokaler Säugetiere zwischen den Werten lokaler Böden und Pflanzen liegen und hierbei eine mögliche Drift in Richtung der atmosphärischen Verschmutzungen aufweisen. Somit ließe sich ein lokales Dreieck spannen, welches alle ortstypischen Isotopenverhältnisse umfasst.

B 3 Anthropogene Bleiquellen

Wie in den vorangegangenen Kapiteln beschrieben, können Umweltverschmutzungen mit anthropogenem Blei erhöhte Bleikonzentrationen in der Atmosphäre als auch im Boden und in Pflanzen verursachen. Diese, zunächst vor allem in der Atmosphäre vorliegende, anthropogene Bleiquelle kann einen wesentlichen Beitrag zu dem Blei im Körper eines Säugetieres beitragen und somit die von diesem getragene Isotopensignatur beeinflussen. Da innerhalb des Bleiisotopensystems keine Fraktionierung auftritt, sollten die archäologischen Daten, wie auch im Falle von Strontium, innerhalb des von den Isotopensignaturen der Umweltproben gespannten Bereichs fallen. Eine Definition der in den bearbeiteten Zeitaltern auftretenden anthropogenen Bleiquellen ist für die Erstellung eines Erwartungsbereiches der lokalen Bleiisotopensignatur in archäologischen Säugetierknochen demzufolge fundamental. Eine Herausforderung stellt hierbei die Definition der **archäologischen Signatur der Bleiaerosole** dar. Aerosolblei stammt hierbei nicht nur aus Regenwasser und natürlichen Bodenverwirbelungen, sondern wird, wie in der Einleitung (Kapitel IC 2.4) beschrieben, stark von anthropogenen Emissionen beeinflusst, welche Blei in großen Mengen in den atmosphärischen Kreislauf eintragen. Demzufolge ist die vor über tausend Jahren herrschende Bleisignatur der Atmosphäre nicht mit modernen Werten vergleichbar und schwer nachzuvollziehen. Lediglich das Bleiisotopenverhältnis der heute bekannten Erzminen und bekannter anthropogener Bleiquellen in der Nähe der Fundorte kann hierfür herangezogen werden. Auch können Isotopenanalysen von altersbestimmten Eisschollen-, Sediment- und Torfschichten aus der Gegend einen Hinweis auf die früher herrschende Bleisignatur in der Atmosphäre liefern.

Zusätzlich muss auf die Frage eingegangen werden, inwiefern **moderne Umweltproben** die Bleiisotopensignatur der Umwelt zu archäologischen Zeiträumen repräsentieren können. Mit der Römerzeit und verstärkt seit der Industrialisierung stiegen Abbau, Gebrauch und somit auch Ex- und Import von Blei erheblich, weshalb die Isotopen der lokal genutzten bleihaltigen Materialien nicht mehr mit denen prähistorischer Zeiten übereinstimmen müssen. Da es jedoch schwer ist an archäologisches Nahrungs- und Trinkwassermaterial sowie potenzielle atmosphärische Proben zu gelangen, wurde das für die Strontiummodellierung gesammelte rezente Probenmaterial auf dessen Tauglichkeit als potenzielle Bleireferenz für archäologische Säugetiersignaturen überprüft.

Atmosphärische **anthropogene Bleiquellen** können prinzipiell in die folgenden vier Hauptverursacher eingeteilt werden: Abgasemissionen von Kraftfahrzeugen, Flugasche aus Kohle- und Müllverbrennung sowie Erzverhüttung. Während die ersten drei Bleieintragsquellen erst im Zeitrahmen der Industrialisierung auftreten, gibt es bereits ab Ende des Neolithikums in der Kupfersteinzeit (4tes Jahrtausend v. Chr.) Nachweise für metallurgische Aktivitäten in Mitteleuropa (Artioli et al. 2016; Martínez Cortizas et al. 2016; Radivojević et al. 2010; Sperl 2005). Demzufolge sind in den untersuchten archäologischen Materialien, welche aus einem Zeitraum von 4500 v. Chr. bis zum 1. Jahrhundert v. Chr. reichen, nicht nur prähistorische Hintergrundsignaturen in der Atmosphäre zu erwarten, sondern es besteht auch die potenzielle Möglichkeit des Eintrags von aus lokalen Erzminen gelösten Blei. Daher können Bleiisotopensignaturen von regionalen Erzminen als potenziell archäologisch auftretende Werte angesehen werden. Bleiisotopenverhältnisse, welche Werte in Richtung von Autoabgasen sowie Flugasche aus Kohle- und Müllverbrennung besitzen, sind hingegen eindeutig als ortuntypisch und modern einzustufen.

B 3.1 Erwartete lokale Bleiisotopensignaturen

Als **prähistorische Hintergrundsignaturen** sind die lokalen Bleisignaturen des Grundgesteins anzusehen. Solche Werte können in den ältesten Schichten biologischer Archive nachgewiesen werden und reichen in Europa in ihren $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ -Verhältnissen von 1,90 bis 1,22 und in ihren $^{208}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ -Verhältnissen von 2,46 bis 2,46 (Hansson et al. 2017; Komárek et al. 2008; Martínez Cortizas et al. 2016; Monna et al. 2004; Novák et al. 2003; Rosman et al. 2000; Shotyk et al. 1996; Weiss et al. 1999). Einhergehend mit dem Beginn der Metallurgie lässt sich in diesen Archiven jedoch ein Abfall der $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ -Signaturen auf Werte um die 1,18 feststellen. Es ist bekannt, dass Verhüttungsaktivitäten lokale Verunreinigungen der Atmosphäre, der Böden und der Sedimente mit sich bringen (z. B. Ettler et al. 2004; Hou et al. 2006; Komárek et al. 2007). Diese Änderung der atmosphärischen Bleiisotopensignatur weist eindeutig nach, dass menschliche Eingriffe bereits in prähistorischen Zeiten eine signifikante Änderung der natürlichen Bleiquellen in der Atmosphäre mit sich gebracht haben. Eine Übersicht über den geschätzten weltweiten Umsatz von Bleiprodukten seit Beginn der Metallurgie ist in Abbildung 27 gegeben.

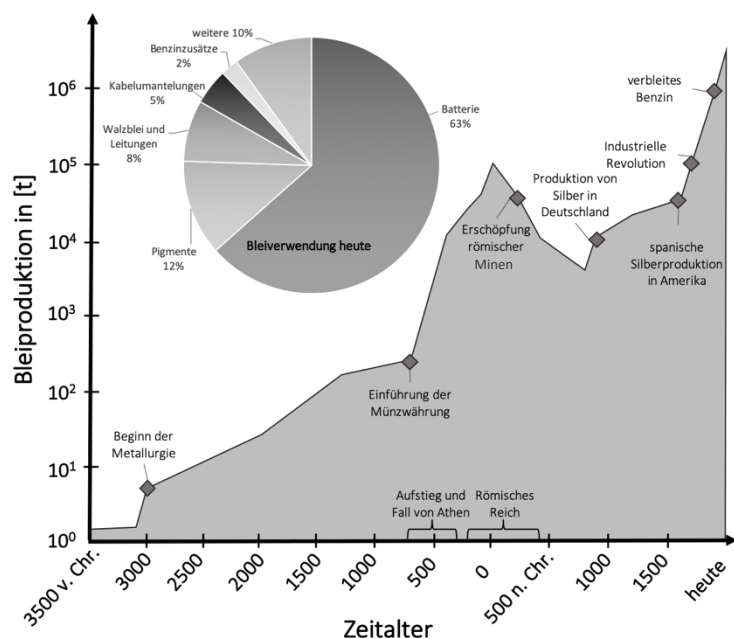


Abbildung 27 Aufzeichnung des historischen Umsatzes von bleihaltigen Produkten weltweit (verändert nach Adriano 2001).

Der östliche Teil der Alpen ist reich an Blei-, Silber- und Kupferminen. Artioli et al. (2016, 2017) haben Minen des **südlichen italienischen Teils der Alpen** untersucht und diese aufgrund ihrer geologischen Untergründe und der daher unterschiedlichen Bleisignaturen in drei Gruppen eingeteilt. Die erste Gruppe beinhaltet südalpine Minen, welche im italienischen Trentino-Südtirol und Venetien liegen. Das südlich gelegene vulkanische Massivsulfid im italienischen Suganatal, östlich von Trient, bildet ebenfalls eine eigene Gruppe. Die dritte Gruppe bilden die nördlichen südtirolischen Minen, welche bereits den zentralen Ostalpen angehören und auf der nördlichen Seite der großen, die Alpen durchlaufende, geologischen Störungszone, der sogenannten Periadriatischen Naht liegen. Besonders für die beiden

ersten Gruppen ist die prähistorische eisen- und kupferzeitliche Nutzung dieser Erzvorkommen gut belegt (Literatur siehe Artioli et al. 2016).

Auch im österreichischen **nördlichen Teil der Ostalpen** sind viele Minen zu finden. Radiokarbondatierungen weisen Verhüttungsaktivitäten bereits um 4000 v. Chr. nach (Bartelheim et al. 2002). Als Vergleichsdaten für die nordalpinen Bleisignaturen der Minen wurden die Arbeiten von Höppner et al. (2005) und Pernicka et al. (2016) herangezogen. Diese befassen sich einerseits mit den bekannten prähistorischen Minen bei Schwaz und Brixlegg im unteren Teil des Inntals und der Mitterbergregion, welche im Süden von Salzburg bei Bischofshofen liegt und in welcher ein Abbau im zweiten und frühen ersten Jahrtausend v. Chr. bekannt ist.

Zusätzlich wurden für das deutsche **nordalpine Vorland** Bleisignaturen aus Moorerzen der Donauauen herangezogen, welche beispielsweise auf der Höhe von Ingolstadt bei Manching auftreten. Es wird vermutet, dass diese Moorerze in der Hallstattkultur als Eisenlieferanten dienten (Schwab et al. 2006).

Die **Bleisignaturen** all dieser Erzminen besitzen $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ -Verhältnisse von 1,143 bis 1,280 und $^{208}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ -Verhältnisse von 2,434 bis 2,570 und sind mit dem atmosphärischen Bleisarchiv des Mont Blanc vergleichbar, dessen Isotopenzusammensetzung auf Minenaktivitäten zurückgeführt wird (Rosman et al. 2000). Diese Bleisignaturen können je nach Nähe zu den jeweiligen Minen dementsprechend als ortstypisch angesehen werden. Die unterschiedlichen Isotopiespannen sind in Abbildung 28 einzusehen.

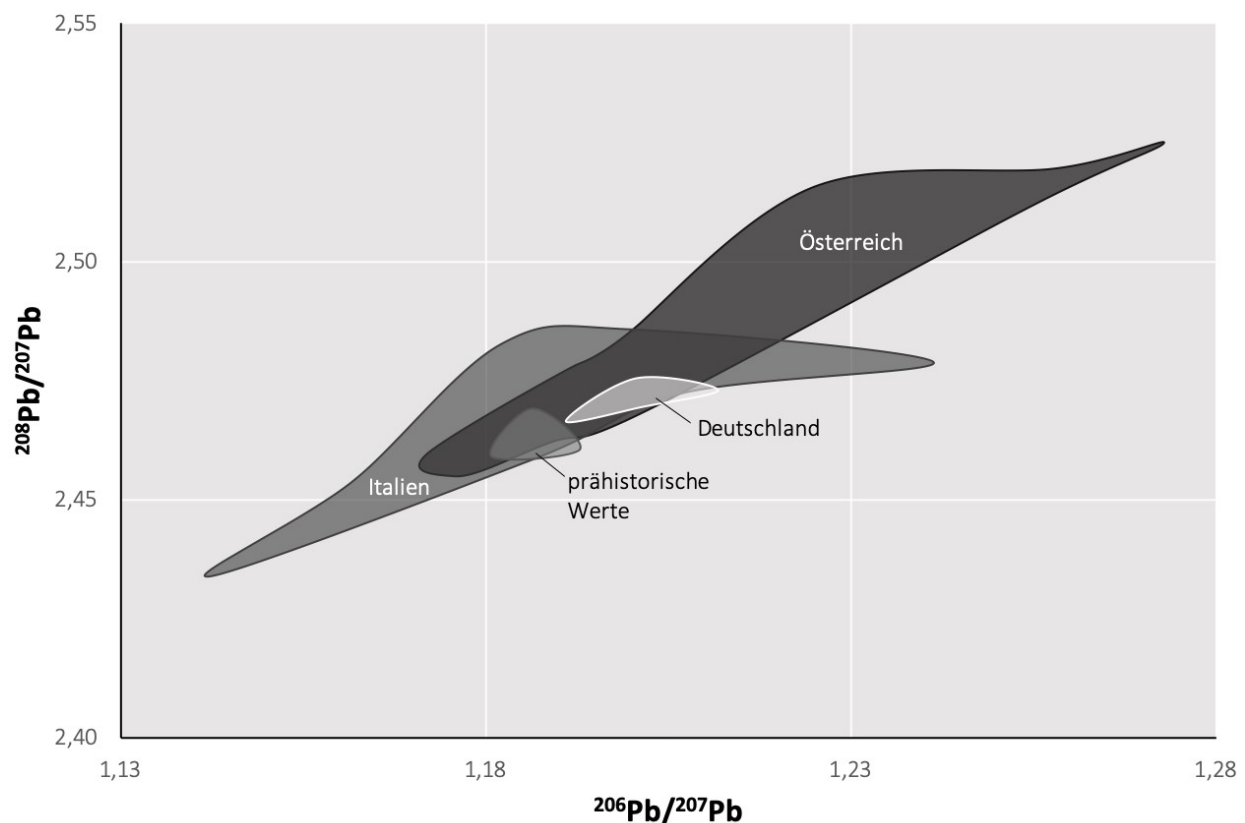


Abbildung 28 Bleisotopenverhältnisse der in der untersuchten Region vorkommenden Erzminen und den in Zentraleuropa typischen prähistorischen Hintergrundsignalen. Die Daten wurden Artioli et al. 2016, Höppner et al. 2005, Novák et al. 2003, Pernicka et al. 2016, Rosman et al. 2000 und Schwab et al. 2006 entnommen.

B 3.2 Ortsfremdes Blei

Anders als mit dem Blei aus dem Erzabbau steht es jedoch mit moderneren Bleiverschmutzungen der Umwelt, welche in großen Mengen in Form von Abgasemissionen aus Kraftfahrzeugen, Flugasche aus Kohle- und Müllverbrennung seit der Industrialisierung in den biologischen Kreislauf eingebracht wurden.

Insbesondere die Einführung und der Gebrauch von verbleitem **Benzin** (mit circa 0,6 g Pb/L) führte in den Jahren von 1940 bis 1980 zu einer enormen globalen Bleiverschmutzung der Atmosphäre und verursachte in Europa einen deutlichen Abfall des atmosphärischen $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ -Verhältnisses (Komárek et al. 2008; Von Storch et al. 2003; Weiss et al. 1999). Die wohl bekannteste Organobleiverbindung, Tetraethylblei, wurde dabei als Antiklopfmittel für Ottokraftstoffe beigemischt. Durch die Verbrennung des Kraftstoffes gelangt Blei in Form von PbO in die Atmosphäre (Kabata-Pendias und Mukherjee 2007). Erst nach Verabschiedung der Gesetze zur Reduktion der Bleikonzentration in Benzin in den 70er Jahren und der damit einhergehende steile Abfall der Bleiemissionen von jährlich 3620 t auf 240 t in Deutschland im Zeitraum von 1985 bis 1995 wurde ein Anstieg der $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ -Verhältnisse atmosphärischen Bleis in Richtung der ursprünglichen Bleisignatur beobachtet (BMU 1997; Grousset et al. 1994). Einhergehend mit der sukzessiven Reduktion der Bleikonzentration in Benzin, konnte ein sichtbarer Abfall des atmosphärischen Bleieintrags seit den 1970er Jahren in verschiedenen biologischen Archiven nachgewiesen werden (siehe beispielsweise: Le Roux et al. 2005; Rosman et al. 2000). Doch selbst unverbleites Benzin, welches kein vorsätzlich beigemengtes Blei beinhaltet, enthält Blei in Konzentrationen von $\leq 0,013$ g pro Liter (Novák et al. 2003; Von Storch et al. 2003) und ist somit immer noch Bestandteil der durch Menschen verursachten Bleiemissionsquellen. Die Isotopenzusammensetzung der Emissionen entspricht der Isotopie der Bleimineralien, aus denen das Benzin gewonnen wurde. Daher ist Wissen um die Herkunft des Kraftstoffs von großer Wichtigkeit (Komárek et al. 2008). Da die Zusammensetzung des Benzins jedoch zeitlich nicht stabil ist, kommt es je nach Anteil der unterschiedlichen Benzinquellen zu Änderungen in der Abgasisotopenzusammensetzung (Doe und Stacey 1974; Grousset et al. 1994; Véron et al. 1999; Weiss et al. 1999). Zwar ist die Herkunft des Benzins meist nicht gut dokumentiert, doch zeigen Archive atmosphärischen Niederschlags eindeutig Variationen in der atmosphärischen Mischsignatur (siehe z. B. Hansson et al. 2017; Le Roux et al. 2005; Moor et al. 1996; Novák et al. 2003; Rosman et al. 2000; Shotyk et al. 1996).

Die Bedeutsamkeit von Emissionen der Kraftstoffverbrennung hat nach der Regulation des Bleigehalts deutlich abgenommen, sodass diese nur noch einen kleinen Anteil des atmosphärischen Gesamtbleis ausmachen. Tatsächlich konnte in Torfplatten festgestellt werden, dass mindestens 50 % des anthropogenen Bleis aus präindustriellen Zeiten stammt (Haack et al. 2002; Le Roux et al. 2004; Shotyk et al. 2000). In Europa verwendetes Benzin besitzt typischerweise $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ -Verhältnisse von 1,120 bis 1,165 und $^{208}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ -Verhältnisse von 2,385 bis 2,440 (Ettler et al. 2004; Haack et al. 2002; Hansmann und Köppel 2000; Monna et al. 1995; Rosman et al. 2000). Europäische Benzinemissionen besitzen somit meist weniger hohe $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ -Verhältnisse als lokale Minen. Dies ist einerseits auf die Beimischung von australischem Blei aus dem Broken Hill Abbauegebiet in New South Wales zurückzuführen, welches besonders niedrige $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ -Werte von 1,03 bis 1,10 besitzt (Doe und Delevaux 1972; Hansmann und Köppel 2000; Kristensen und Taylor 2016) und andererseits auf den Bezug von russischem Benzin mit $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ -Verhältnissen zwischen 1,13 bis 1,15 (Mukai et al. 2001; Novák et al. 2003). Höhere $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ -Verhältnisse sind hingegen typisch für amerikanische Bleiemissionen, da Blei der Mine im Mississippi Tal außergewöhnlich hohe Werte von 1,23 bis 1,51 besitzt (Doe und Delevaux 1972; Hansmann und Köppel 2000; Millen et al. 1995).

Auch Blei aus **Kohle** verflüchtigt sich während der Verbrennung sehr leicht und wird vorwiegend in Form von PbCl_2 , PbO , PbS und unlöslichen Mineralpartikeln in die Atmosphäre abgegeben (Wadge und Hutton 1987). Wie Novák et al. (2003) nachweisen konnten, können regionale Emissionen aus Kohlekraftwerken durchaus die Isotopie des lokalen atmosphärischen Bleis bestimmen und dabei die Signaturen lokaler Benzinabgase und Erzverhüttungsemissionen überlagern. Da das Isotopenverhältnis sich während der Kohleverbrennung nicht verändert, entspricht dieses im Durchschnitt dem Isotopenverhältnis der oberen kontinentalen Kruste. Der Interquartilbereich der Bleiisotopenverhältnisse von Kohle(asche) plus/minus dem 1,5-fachen Interquartilabstand liegt auf dem europäischen Subkontinent somit ortsunabhängig bei $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ -Verhältnissen von 1,16 – 1,20 und $^{208}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ -Verhältnissen von 2,42 bis 2,51 (Chiaradia und Cupelin 2000; Diaz-Somoano et al. 2007; Farmer et al. 1999; Kober et al. 1999; Komárek et al. 2008; Novák et al. 2003; Rosman et al. 2000; Walraven 2014; Walraven et al. 1997; Zielinski und Budahn 1998). Eine ausgiebige Untersuchung spanischer Kohlevorkommen offenbarte, dass tatsächlich die meisten Kohlevorkommen Bleisignaturen in diesem Bereich aufweisen. So konnten Díaz-Somoano et al. (2007) nachweisen, dass die Bleiisotopie eines Kohlevorkommens von dem Zeitalter seiner Bildung abhängt, wodurch sich drei Gruppen unterscheiden lassen. Die ersten beiden besitzen vorwiegend $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ -Verhältnisse, die in die zuvor erwähnte Spannbreite fallen und aus dem Pennsylvanium (Oberkarbon), der Jura und der unteren Kreidezeit stammen. Lediglich die dritte Kohlegruppe aus der Oberkreide besitzt von den anderen beiden Gruppen abweichende Bleisignaturen mit $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ -Verhältnissen von 1,20 bis 1,27. Da die meiste abgebaute Kohle jedoch aus dem Karbon stammt (Heinrich-Böll-Stiftung 2017), wurden die Isotopenverhältnisse der ersten beiden Kohlegruppen für eine Orientierung der gemessenen Bleisignaturen herangezogen.

Ebenso werden mit der **Verbrennung von Müll** signifikante Mengen an Blei in die Umwelt abgegeben. Gerade Plastikartikel können Bleikonzentrationen von mehreren Prozenten besitzen (Haack et al. 2002). Je nach Herkunft der verbrannten Gegenstände fällt die Bleiisotopensignatur unterschiedlich aus. In Europa wurden allerdings $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ -Verhältnisse innerhalb eines relativ kleinen Intervalls von 1,14 bis 1,16 beobachtet (Monna et al. 1997; Novák et al. 2003; Weiss et al. 1999).

Im Jahr 2003 wurde von Haack et al. eine Regressionsgerade aufgestellt, welche jegliche durch die Industrialisierung in Europa aufgetretenen Bleiverschmutzungen beinhaltet. Dies scheint zumindest für den Raum zwischen Skandinavien und den Alpen zutreffend zu sein. In dieser Geraden sind die Bleisignaturen von sowohl Oberböden als auch von Aerosolen, Schnee, Torfstichen und ähnlichem enthalten. Sie bildet eine Mischungslinie zwischen zwei Hauptquellen. Die eine stellt eine stark radiogene Bleikomponente dar, welche vermutlich aus europäischen Erzlagerstätten und Bodenmineralen besteht und auch aus Kraftwerken oder Zementwerkstätten stammen könnte. Die zweite Quelle ist deutlich weniger radiogen. Es wird davon ausgegangen, dass diese aufgrund ihrer Bleisignatur aus proterozoischen oder archaischen Erzlagerstätten stammen könnte. Bleiisotopien, welche auf diese Gerade fallen, können Haack et al. (2002 und 2003) zu Folge als im heutigen Europa typischerweise auftretende Werte betrachtet werden. Sie bezeichnen diese Regressionsgerade als „**European Standard Lead Pollution**“ (ESLP). Wie in Abbildung 29 zu sehen ist, liegen auch die Bleisignaturen der lokalen Erzminen und Kohlevorkommen um diese Gerade herum verteilt, sodass deren Mittelwerte auf die ESLP-Linie plotten. Benzinwerte weisen hingegen niedrigere $^{208}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ -Verhältnisse auf. Lediglich wichtige europäische Benzinquellen, wie solche aus Schlesien, Irland und Deutschland (Eifel, Rammelsberg, hydrothermale Adern im Harz und Siegerland) sind in der ESLP-Linie enthalten (Haack et al. 2002, 2003). Diese Linie kann demnach als Richtungsweiser für die Erkennung ortsfremden und untypischen Bleis verwendet werden.

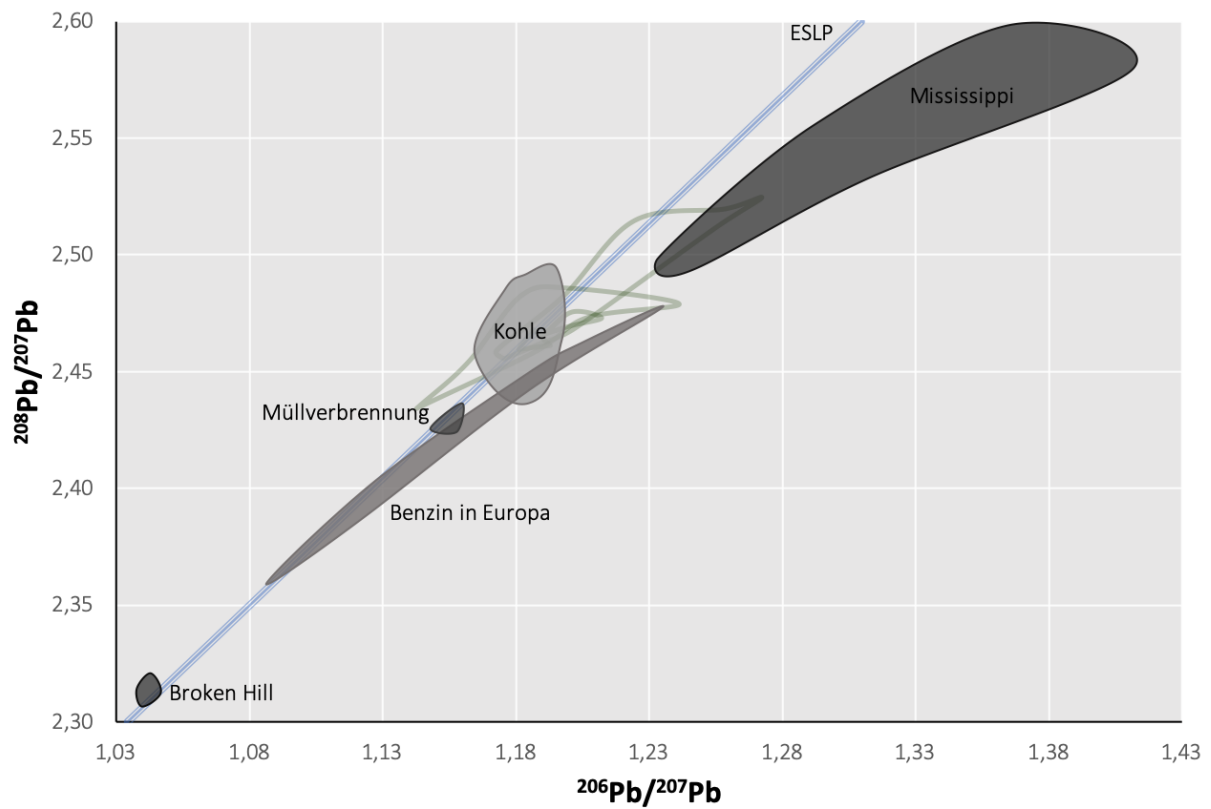


Abbildung 29 Bleisignaturen der typischen anthropogenen atmosphärischen Bleiverschmutzungsquellen in Europa. Die Literaturwerte stammen aus: Farmer et al. 1999, Haack et al. 2002 und 2003, Hansmann und Köppel 2000, Kristensen und Taylor 2016 und Millen et al. 1995. Als grün markierte Bereiche sind die Bleisignaturen der in den Alpen auftretenden Erzminen eingetragen.

C Sauerstoff

Für das Element Sauerstoff wurde in dem Rahmen dieser Arbeit kein komplexes Mischungsmodell zur Kalkulation der erwarteten ortstypischen Isotopie in lokalen Säugetieren erstellt, da hierfür zu wenige Information vorliegen. Neben den $\delta^{18}\text{O}$ -Spannen der Nahrungskomponenten, deren Wassergehalt, der genauen Haltungsform der Tiere, den Witterungsbedingungen zu dem Zeitraum, in welchem die Säugetiere lebten, der relativen Luftfeuchtigkeit und weiteren Aspekten, sind sowohl die Isotopien der Sauerstoffquellen als auch die Werte innerhalb der Säugetiere nicht vollständig nachvollziehbar. Die diversen Fraktionierungsprozesse, welche bei allen metabolischen Reaktionen auftreten, machen eine einfache Umrechnung zudem unmöglich und erfordern eine genaue Kenntnis der Input- und Output-Maße der verschiedenen Sauerstofffraktionen und speziesspezifischen Kenngrößen, wie beispielsweise der metabolischen Wasserproduktion (Daux et al. 2008; Gretebeck et al. 1997; Kohn 1996; Luz et al. 1984; Podlesak et al. 2008). Im Gegensatz zu der Vorgehensweise innerhalb des Strontiumsystems, durch welche mittels der Bestimmung der erwarteten Anteile der verschiedenen Strontiumquellen ein fiktiver Strontiumwert berechnet wurde, welcher anschließend mit den Säugetierwerte verglichen wurde, wird im Falle von Sauerstoff lediglich ein **Vergleich der gewonnenen Daten** durchgeführt und mögliche sichtbare Zusammenhänge zwischen den Isotopien analysiert. Für die Auswertung wurde einerseits eine Trennung der Fundorte anhand der vorliegenden Klimazonen und eine Umrechnung der aus der Literatur bezogenen Phosphatdaten in den Trinkwasserwerte der einzelnen Säugetiere durchgeführt. Die Vorgehensweise hierfür wird in den folgenden zwei Unterkapiteln erläutert.

C 1 Einteilung der Fundorte in Klimazonen

Wie Humer et al. (1995) bereits feststellten, sollten (vor)alpine Fundorte in Abhängigkeit von der **Herkunft der wassertragenden Luftmassen** in der $\delta^{18}\text{O}$ -Analyse getrennt behandelt werden, da diese nicht nur unterschiedliche Ausgangsisotopenverhältnisse aufweisen können, sondern oftmals auch verschieden weite Strecken zurücklegen. Wie in Abbildung 30 zu sehen ist, gibt es diverse Hauptluftmassen, die nach Mitteleuropa eingetragen werden, wobei diese in ozeanische mild feuchte Westwinde, trockene kontinentale Ostwinde, polare kalte Nordwinde und warme mediterrane Südwinde sowie gelegentliche Saharaeinflüsse eingeteilt werden können. Dabei führen die Alpen zu horizontalen und vertikalen Auslenkungen der atmosphärischen Strömungen. Das starke Relief der Alpen verursacht sehr kleinräumige, hoch komplexe und dreidimensionale Klimazonen und Wetterlagen. Dieses Phänomen macht die Alpen zu einer klimatologisch sehr interessanten Region (Beniston 2006; Dosekczynski 2005). Basierend auf den maßgeblich beeinflussenden Luftmassen kann das Klima der Ostalpen anhand ihrer Orographie grob in die drei Gebirgsgruppen der Nordalpen, der Zentralalpen und der Südalpen abgegrenzt werden (Marazzi 2004; siehe Abbildung 31).

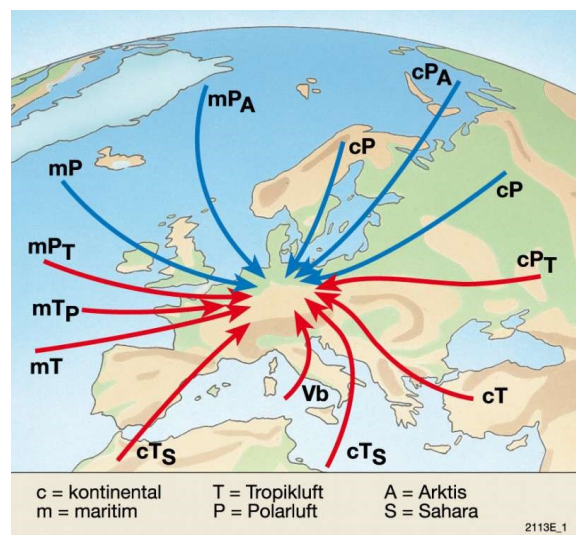


Abbildung 30 Hauptluftströmungen in Mitteleuropa (Westermann Diercke 2019).

Die bearbeiteten Fundorte wurden dementsprechende für die Auswertung der Sauerstoffisotopie in diese **drei Regionen** eingeteilt (siehe Tabelle 16):

Die nördlichen Voralpenlandregionen wurden mit den Nordalpen zusammengefasst und Klimazone 1 zugeteilt.

Fundorte nördlich des Inns wurden zu der Nordalpenregion gezählt, da hier durch Bachläufe Wasser der Nordalpen eingetragen wird. Fundorte auf der Südseite zählen hingegen zu der Zentralalpenregion, welche Klimazone 2 genannt wurde.

Und alle italienischen Fundorte, welche in den Südalpen liegen, wurden in Klimazone 3 kategorisiert.

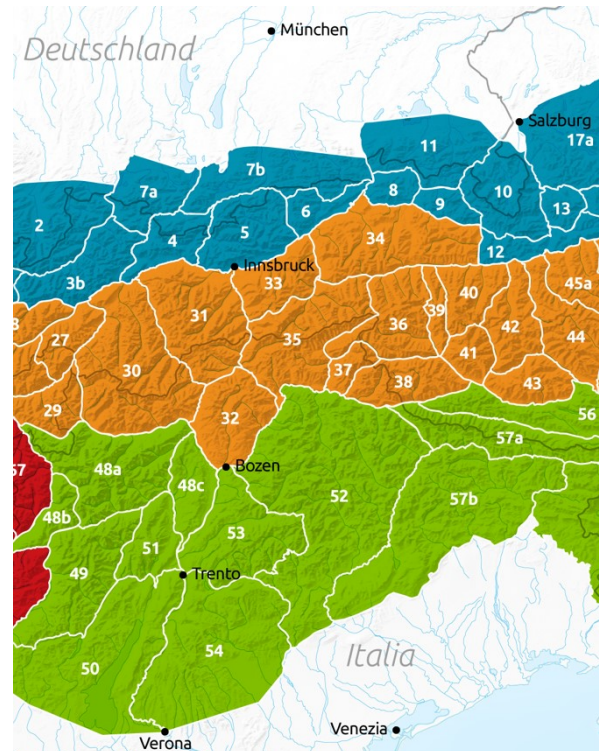


Abbildung 31 Orographische Einteilung der Alpen (Abbildung von Martin Kraft). Blau = Klimazone 1; Orange = Klimazone 2; Grün = Klimazone 3

Tabelle 16 Einteilung der Fundorte in die drei Klimazonen Nord-, Zentral- und Südalpen.

Nordalpine Klimazone 1	alle deutschen Fundorte (100er Nummern) + österreichische: 202, 204, 206, 207, 215, 217, 229, 231, 234, 236, 241, 242, 247, 248 und 254	n = 36 + 15 = 51
Zentralalpine Klimazone 2	Österreichische: 203, 212, 221, 227, 230, 232, 235, 237, 240, 243, 244, 245, 246, 249 und 255	n = 15
Südalpine Klimazone 3	alle italienischen Fundorte (300er Nummern)	n = 5

In diesen drei Zonen unterscheiden sich zudem die Zusammenhänge der geografischen Koordinaten und der Höhenlage (siehe Tabelle 17), welche ausschlaggebende Faktoren des meteorischen $\delta^{18}\text{O}$ -Wertes darstellen. Während in Klimazone 1 und 2 die Höhenlage signifikant mit dem Längengrad korreliert, ist die Höhenlage der inneralpinen italienischen Fundorte in Klimazone 3 von der geografischen Lage unabhängig. In den untersuchten Fundorten der Klimazone 2 steigen Breiten- und Längengrad miteinander an, in Fundorten der anderen beiden Klimazonen hingegen nicht. Dies führt zu einer unterschiedlich großen Wirkung der, den $\delta^{18}\text{O}$ -Wert des meteorischen Wassers beeinflussenden, Faktoren.

Tabelle 17 p-Werte der Pearson-Korrelation zwischen den Koordinaten und der Höhenlage der untersuchten Fundorte in den drei Klimazonen. Signifikante Korrelationen sind mit einem „*“ gekennzeichnet und die Form der Korrelation als positives (+) oder negatives (-) Vorzeichen eingefügt.

Klimazone 1	°N	°O	Höhenlage	Klimazone 3	°N	°O	Höhenlage
°N		0,272	- 0,000 *	°N		0,073	0,438
°O	0,272		- 0,011 *	°O	0,073		0,774
Höhenlage	- 0,000 *	- 0,011 *		Höhenlage	0,438	0,774	
Klimazone 2	°N	°O	Höhenlage	Gesamt	°N	°O	Höhenlage
°N		+ 0,004 *	- 0,017 *	°N		0,404	- 0,000 *
°O	+ 0,004 *		- 0,070 *	°O	0,404		- 0,037 *
Höhenlage	- 0,017 *	- 0,070 *		Höhenlage	- 0,000 *	- 0,037 *	

C 2 Umrechnung des $\delta^{18}\text{O}_{\text{Phosphat}}$ -Wertes in den $\delta^{18}\text{O}_{\text{Trinkwasser}}$ -Wert

Um eine direkte Vergleichbarkeit der bearbeiteten Umweltproben mit dem archäologischen Material zu ermöglichen, wurde der $\delta^{18}\text{O}$ -Wert der aus den Bioapatitproben gewonnenen Phosphatfraktion zurück auf den Trinkwasserwert gerechnet. Da hierbei signifikante speziesspezifische Differenzen bekannt sind, wurde für jede bearbeitete Säugetierspezies eine für diese Art spezifische Formel verwendet, siehe Tabelle 18. Hierbei ist zu beachten, dass die veröffentlichten Formeln für die erforderliche Berechnung umgedreht und somit als inverse Regressionen in Gebrauch genommen wurden. Bei diesen wird nun die unabhängige Variable, das meteorische Wasser, durch den Wert der abhängigen Variablen, den Phosphatwert des Individuums, beschrieben, wodurch die Ungenauigkeit der berechneten Werte deutlich ansteigt.

Eine solche Umrechnung des Phosphatwertes in den Trinkwasserwert ermöglicht einen direkten Abgleich der Signatur des Säugetieres mit dem $\delta^{18}\text{O}$ -Wert des lokalen meteorischen Wassers und anderer Trinkwasserquellen. Insbesondere im Falle fehlender Vergleichswerte von anderen Säugetieren, wird dieses Vorgehen gerne herangezogen. In der Arbeit mit mehreren Spezies, wie es auch in der vorliegenden Arbeit der Fall ist, liefert eine Umrechnung in den Trinkwasserwert der Säugetiere zudem die Möglichkeit die $\delta^{18}\text{O}$ -Werte der verschiedenen Arten direkt miteinander zu vergleichen, da durch die Anwendung der speziesspezifischen Regressionen Unterschiede in der körperinternen Fraktionierung der Sauerstoffisotopien herausgerechnet werden. Um speziesunabhängige Zusammenhänge zwischen den rezenten Umweltproben und dem archäologischen Material zu untersuchen, wurden daher die umgerechneten Trinkwasserwerte herangezogen.

Tabelle 18 Liste der verwendeten inversen linearen Regressionsgleichungen für die Rückrechnung des $\delta^{18}\text{O}$ -Werts des Apatitphosphats in den des Trinkwassers.

Tierart	Literatur	Regressionsgerade	R ²
Rind	D'Angela und Longinelli 1990	$\delta^{18}\text{O}_w = (\delta^{18}\text{O}_p - 24,90 \text{ ‰}) / (1,01 \pm 0,04 \text{ ‰})$	0,99
Schwein	Longinelli 1984	$\delta^{18}\text{O}_w = (\delta^{18}\text{O}_p - 22,71 \text{ ‰}) / (0,86 \pm 0,05 \text{ ‰})$	0,98
Mensch	Pollard et al. 2011	$\delta^{18}\text{O}_w = (\delta^{18}\text{O}_p - 20,52 \text{ ‰}) / (0,531 \text{ ‰})$	0,83
Rothirsch	D'Angela und Longinelli 1990	$\delta^{18}\text{O}_w = (\delta^{18}\text{O}_p - 25,55 \text{ ‰}) / (1,13 \pm 0,14 \text{ ‰})$	0,99

IV Ergebnisse

Das folgende Kapitel geht auf die Ergebnisse der Isotopenanalysen und der Konzentrationsmessungen der untersuchten Umweltproben ein sowie auf Zusammenhänge, welche zwischen den Umweltmaterialien beobachtet werden können. Des Weiteren werden die Ergebnisse der erstellten Mischungsmodelle, der Regressionensanalysen und der Umweltprobenspannen, welche für die Bestimmung lokalen Spannen herangezogen wurden, vorgestellt. Thematisch wurde das Kapitel in die jeweiligen betrachteten Elemente aufgeteilt und auch der Abgleich mit den archäologischen Datensatz wurde elementspezifisch durchgeführt. Eine zusammenfassende Tabelle der archäologischen Isotopensignaturen und deren Übereinstimmung mit den anhand der modernen Umweltproben ermittelten lokalen Spannen ist dieser Arbeit Form eines CD-Anhangs beigelegt.

A Strontium

Insgesamt konnten für 49 Fundorte sowohl die $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Isotopie als auch die Strontiumkonzentration der drei untersuchten Materialien (Boden, Wasser und Vegetation) für die Definition der Werte der lokalen Strontiumquellen für das Säugetiermodell erfolgreich gemessen werden. Durch Einsetzen der gemessenen Werte in das erstellte Strontiummodell wurden $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Isotopiespannen für lokale Säugetiere kalkuliert und diese anschließend mit den verwendeten archäologischen Säugetierdaten abgeglichen. Die Werte der einzelnen Umweltprobenmessungen, der modellierten Spannen sowie deren Übereinstimmung mit den tatsächlichen, in lokalen Säugetieren beobachteten, Strontiumwerten sind in den folgenden Kapiteln gelistet. Da der Standardfehler der Messungen für die genauere Bestimmung des wahren $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Wertes der Proben für die Kalkulationen herangezogen wurde und dieser Werte im Bereich von 10^{-6} besitzt, sind alle $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnisse auf die sechste Nachkommastelle genau angegeben. Nicht alle Messergebnisse, die im Rahmen dieser Arbeit erhoben wurden, wurden für die Modellierung verwendet, da manche Messergebnisse aus verschiedenen Gründen nicht für die Auswertung und Kalkulation herangezogen werden konnten. Ein Beispiel hierfür sind Fundorte, an welchen nicht von allen drei Umweltproben messbares Material vorhanden war. Eine Gesamtergebnistabelle, welche auch die Daten der einzelnen Doppelmessungen beinhaltet, ist im Appendix zu finden (Appendix Tabelle 4).

A 1 $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnisse der Umweltproben

Die nach Kapitel IIC 1.1.4 validierten Ergebnisse der Strontiumisotopenanalyse sind zusammen mit dem dazugehörigen einfachen Standardfehler (SE) und dem $2 * \text{SE} [\%]$ der $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Messung sowie den validierten Strontiumkonzentrationen der jeweiligen Umweltproben und den einfachen Standardfehlern (SE) dieser Messungen in Tabelle 19 zusammengetragen.

Bei der Messung der Umweltproben der 49 Fundorte wurden $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Werte von 0,707485 bis 0,725401 erzielt. Die Spanne der Bodenproben reicht von 0,708210 bis 0,725331. Holzproben nehmen Werte von 0,707485 bis 0,723103 ein. Die größte Wertespanne weisen die Wasserproben auf, welche mit Werten von 0,707907 bis 0,725401 den niedrigsten und höchsten gemessenen $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Wert besitzen.

IV. Ergebnisse | Strontium | $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnisse der Umweltproben

Tabelle 19 Ergebnisse der Isotopen- und Konzentrationsmessungen des Elements Strontium in den bearbeiteten Umweltproben. Der Strontiumgehalt in den Vegetationsproben bezieht sich auf den gemessenen Gehalt in den Ascheproben. SE= Standardfehler der Messungen, PKZ = Probenkennzeichnung

Lokalität		Umweltproben							
FKNr	Ortsname	Materialtyp	Spezifikation	PKZ	$^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$	2 * SE [%]	1*SE	Strontium-konzentration [ppm]	1 * SE
101	Aislingen	Grundwasser	Brunnen	101-104	0,709847	0,0025	0,000009	0,343	0,0006
		Boden	40-50 cm	101-101	0,714223	0,0047	0,000017	8,790	0,0304
		Vegetation	<i>Corylus</i>	101-102	0,710515	0,0027	0,000010	1100,000	2,2228
105	Bergkirchen	Grundwasser	Baggersee	105-103	0,708828	0,0022	0,000008	0,277	0,0003
		Boden	25-35 cm	105-101	0,712424	0,0021	0,000007	17,700	0,0613
		Vegetation	<i>Corylus</i>	105-102	0,708248	0,0025	0,000009	614,000	0,8862
106	Berching-Pollanten	Grundwasser	Brunnen	106-107	0,708830	0,0041	0,000015	0,116	0,0001
		Boden	70-80 cm	106-104	0,713942	0,0025	0,000009	11,100	0,0500
		Vegetation	<i>Corylus</i>	106-106	0,711570	0,0026	0,000009	677,000	1,6807
108	Eching	Grundwasser	Brunnen	108-104	0,708064	0,0039	0,000014	0,380	0,0010
		Boden	35-40 cm	108-101	0,709331	0,0032	0,000011	23,600	0,0531
		Vegetation	<i>Corylus</i>	108-102	0,708150	0,0031	0,000011	839,000	1,1141
112	Farchant	Grundwasser	Quelle	112-104	0,707979	0,0034	0,000012	0,577	0,0013
		Boden	30-40 cm	112-101	0,708467	0,0031	0,000011	178,000	0,3494
		Vegetation	<i>Corylus</i>	112-103	0,708127	0,0023	0,000008	1250,000	2,0929
114	Freising-Domberg	Grundwasser	Brunnen	114-103	0,708224	0,0029	0,000010	0,493	0,0010
		Boden	60-65 cm	114-101	0,709755	0,0032	0,000011	46,400	0,1045
		Vegetation	<i>Corylus</i>	114-102	0,708903	0,0014	0,000005	520,000	1,0508
115	Griesstetten	Grundwasser	Brunnen	115-103	0,709202	0,0045	0,000016	0,102	0,0004
		Boden	110-120 cm	115-101	0,715509	0,0023	0,000008	4,700	0,0043
		Vegetation	<i>Sambucus</i>	115-102	0,709489	0,0023	0,000008	225,000	0,4027
116	Grünwald	Grundwasser	Brunnen	116-103	0,708143	0,0027	0,000010	0,189	0,0004
		Boden	50-60 cm	116-101	0,715870	0,0043	0,000016	16,700	0,0713
		Vegetation	<i>Prunus</i>	116-102	0,708595	0,0034	0,000012	1110,000	1,9226
118	Günzburg	Grundwasser	Brunnen	118-105	0,708792	0,0020	0,000007	0,361	0,0001
		Boden	120-125 cm	118-101	0,712075	0,0023	0,000008	30,600	0,0813
		Vegetation	<i>Malus</i>	118-104	0,708621	0,0030	0,000011	1640,000	9,0898
125	Langen-geisling	Grundwasser	Teich	125-103	0,708666	0,0030	0,000011	0,214	0,0002
		Boden	65-75 cm	125-101	0,715721	0,0019	0,000007	18,500	0,0310
		Vegetation	<i>Juglans</i>	125-102	0,707485	0,0019	0,000007	654,000	1,1328
127	Manching	Grundwasser	Brunnen	127-103	0,710130	0,0018	0,000006	0,209	0,0004
		Boden	350 cm	127-101	0,713149	0,0035	0,000012	5,440	0,0107
		Vegetation	<i>Corylus</i>	127-102	0,709829	0,0013	0,000005	548,000	3,0690
130	Obermenzing	Grundwasser	Fluss	130-103	0,708308	0,0015	0,000005	0,133	0,0004
		Boden	45-55 cm	130-101	0,710312	0,0035	0,000012	30,100	0,1390
		Vegetation	<i>Corylus</i>	130-102	0,708395	0,0020	0,000007	635,000	1,8697
131	Pestenacker am Lech	Grundwasser	Brunnen	131-104	0,708852	0,0042	0,000015	0,215	0,0001
		Boden	90-105 cm	131-101	0,708549	0,0031	0,000011	150,000	0,1732
		Vegetation	<i>Corylus</i>	131-103	0,708430	0,0038	0,000013	870,000	1,2557
132	Poing	Grundwasser	Brunnen	132-102	0,708176	0,0021	0,000007	0,230	0,0002
		Boden	35- 40 cm	132-101	0,710688	0,0022	0,000008	40,100	0,1181
		Vegetation	<i>Corylus</i>	132-103	0,708053	0,0019	0,000007	984,000	2,1020
136	Trudering	Grundwasser	Brunnen	136-103	0,708029	0,0035	0,000012	0,223	0,0005
		Boden	35-45 cm	136-101	0,710404	0,0044	0,000016	27,700	0,1199
		Vegetation	<i>Juglans</i>	136-102	0,708334	0,0017	0,000006	647,000	2,8016
137	Unterhaching	Grundwasser	Brunnen	137-103	0,708101	0,0024	0,000008	0,268	0,0009
		Boden	70-80cm	137-101	0,710807	0,0027	0,000010	21,200	0,0282
		Vegetation	<i>Corylus</i>	137-102	0,708177	0,0022	0,000008	640,000	1,4411
138	Waging	Grundwasser	Brunnen	138-103	0,708120	0,0024	0,000008	0,297	0,0019
		Boden	100-110 cm	138-101	0,712866	0,0027	0,000010	14,100	0,0643
		Vegetation	<i>Corylus</i>	138-102	0,708125	0,0030	0,000011	639,000	1,1437

IV. Ergebnisse | Strontium | $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnisse der Umweltproben

Fortsetzung von Tabelle 19 Ergebnisse der Isotopen- und Konzentrationsmessungen der bearbeiteten Umweltproben.

Lokalität		Umweltproben							
FKNr	Ortsname	Materialtyp	Spezifikation	PKZ	$^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$	2 * SE [%]	1*SE	Strontium-konzentration [ppm]	1 * SE
140	Gernlinden	Grundwasser	Brunnen	140-103	0,709200	0,0023	0,000008	0,272	0,0003
		Boden	20-30 cm	140-101	0,713513	0,0045	0,000016	16,100	0,0706
		Vegetation	<i>Corylus</i>	140-102	0,708228	0,0026	0,000009	798,000	0,6911
143	Aubing	Grundwasser	Brunnen	143-103	0,708353	0,0020	0,000007	0,208	0,0008
		Boden	40-50 cm	143-101	0,712133	0,0021	0,000007	20,400	0,0589
		Vegetation	<i>Juglans</i>	143-102	0,708411	0,0028	0,000010	1650,000	6,2873
147	Wehringen	Grundwasser	Brunnen	147-105	0,708477	0,0027	0,000010	0,192	0,0006
		Boden	60-70 cm	147-101	0,712041	0,0019	0,000007	16,300	0,0235
		Vegetation	<i>Malus</i>	147-104	0,708411	0,0028	0,000010	1030,000	1,4867
148	Schwabmünchen	Grundwasser	Brunnen	148-107	0,709071	0,0032	0,000011	0,234	0,0007
		Boden	110-120 cm	148-101	0,708210	0,0020	0,000007	97,600	0,1071
		Vegetation	<i>Corylus</i>	148-102	0,708325	0,0016	0,000006	622,000	2,8370
149	Erding-Altenerding	Grundwasser	Brunnen	149-103	0,709036	0,0038	0,000013	0,204	0,0005
		Boden	35-40 cm	149-101	0,708712	0,0046	0,000016	122,000	0,5071
		Vegetation	<i>Fraxinus</i>	149-102	0,708486	0,0017	0,000006	451,000	3,0205
150	Steinebach	Grundwasser	Grundwasserüberlauf	150-105	0,709019	0,0019	0,000007	0,487	0,0001
		Boden	20 cm	150-101	0,708557	0,0023	0,000008	123,000	0,3480
		Vegetation	<i>Fraxinus</i>	150-104	0,708258	0,0026	0,000009	997,000	3,2235
151	Aschheim	Grundwasser	Brunnen	151-103	0,708227	0,0030	0,000011	0,258	0,0006
		Boden	25-35 cm	151-101	0,708420	0,0030	0,000011	138,000	0,0637
		Vegetation	<i>Corylus</i>	151-102	0,708688	0,0024	0,000009	515,000	2,3787
153	Kirchheim	Grundwasser	Brunnen	153-102	0,708070	0,0028	0,000010	0,227	0,0009
		Boden	120-130 cm	153-101	0,713771	0,0051	0,000018	24,100	0,0682
		Vegetation	<i>Corylus</i>	153-103	0,707661	0,0024	0,000008	756,000	0,9166
154	Kleinaitingen	Grundwasser	Becken	154-104	0,708346	0,0026	0,000009	0,266	0,0008
		Boden	0-25 cm	154-103	0,708376	0,0016	0,000006	71,400	0,3092
		Vegetation	<i>Corylus</i>	154-102	0,707801	0,0025	0,000009	487,000	1,6027
155	Königsbrunn	Grundwasser	Brunnen	155-103	0,708574	0,0023	0,000008	0,246	0,0003
		Boden	35-45 cm	155-101	0,709012	0,0042	0,000015	81,300	0,2065
		Vegetation	<i>Corylus</i>	155-102	0,707510	0,0024	0,000008	491,000	0,9638
166	Langweid	Grundwasser	Brunnen	166-103	0,708665	0,0020	0,000007	0,223	0,0004
		Boden	55-60 cm	166-101	0,708905	0,0019	0,000007	34,100	0,1280
		Vegetation	<i>Corylus</i>	166-102	0,708451	0,0022	0,000008	1160,000	3,6165
167	Kempten	Grundwasser	Quelle	167-103	0,708032	0,0024	0,000008	0,309	0,0007
		Boden	40-45 cm	167-101	0,709903	0,0023	0,000008	41,900	0,0992
		Vegetation	<i>Corylus</i>	167-102	0,708172	0,0024	0,000008	706,000	2,6902
203	Brixlegg	Grundwasser	Brunnen	203-102	0,711895	0,0037	0,000013	0,079	0,0002
		Boden	25 cm	203-101	0,714903	0,0027	0,000010	25,800	0,0641
		Vegetation	<i>Corylus</i>	203-104	0,711639	0,0033	0,000012	268,000	0,9748
206	Fritzens	Grundwasser	Quelle	206-104	0,710884	0,0037	0,000013	0,138	0,0003
		Boden	100-110 cm	206-101	0,718425	0,0024	0,000009	29,600	0,0923
		Vegetation	<i>Corylus</i>	206-102	0,713703	0,0017	0,000006	915,000	2,7470
212	Innsbruck Wilten	Grundwasser	Brunnen	211-102	0,707907	0,0027	0,000010	0,449	0,0006
		Boden	70-80 cm	212-101	0,716703	0,0032	0,000011	28,800	0,0898
		Vegetation	<i>Corylus</i>	211-103	0,709918	0,0021	0,000007	774,000	4,6474
215	Innsbruck Kalvarienberg	Grundwasser	Brunnen	215-102	0,707911	0,0053	0,000019	0,478	0,0002
		Boden	30 cm	215-101	0,708384	0,0052	0,000018	580,000	1,2390
		Vegetation	<i>Corylus</i>	215-104	0,708756	0,0016	0,000006	926,000	1,3366
221	Kundl	Grundwasser	Brunnen	221-104	0,710165	0,0035	0,000012	0,096	0,0002
		Boden	15 cm	223-102	0,709486	0,0022	0,000008	35,500	0,0225
		Vegetation	<i>Corylus</i>	221-105	0,710007	0,0022	0,000008	600,000	0,8660

Fortsetzung von Tabelle 19 Ergebnisse der Isotopen- und Konzentrationsmessungen der bearbeiteten Umweltproben.

Lokalität		Umweltproben							
FKNr	Ortsname	Materialtyp	Spezifikation	PKZ	$^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$	2 * SE [%]	1*SE	Strontium-konzentration [ppm]	1*SE
230	Pfaffenhofen	Grundwasser	Brunnen	230-106	0,715413	0,0046	0,000016	0,274	0,0007
		Boden	100-130 cm	230-102	0,725331	0,0010	0,000004	36,400	0,1618
		Vegetation	<i>Corylus</i>	230-103	0,713103	0,0017	0,000006	1150,000	1,3279
234	Vomp	Grundwasser	Brunnen	234-104	0,707981	0,0023	0,000008	0,235	0,0014
		Boden	125-150 cm	234-102	0,718570	0,0032	0,000011	19,400	0,0706
		Vegetation	<i>Corylus</i>	234-103	0,709949	0,0018	0,000006	757,000	1,3112
236	Wiesing	Grundwasser	Brunnen	236-104	0,708083	0,0024	0,000008	0,420	0,0003
		Boden	50-60 cm	236-101	0,716711	0,0025	0,000009	35,700	0,0144
		Vegetation	<i>Corylus</i>	236-103	0,710460	0,0022	0,000008	378,000	0,6765
237	Ampass	Grundwasser	Quelle	237-102	0,716387	0,0037	0,000013	0,228	0,0009
		Boden	50-60 cm	237-101	0,717249	0,0019	0,000007	63,100	0,2769
		Vegetation	<i>Corylus</i>	237-103	0,716514	0,0028	0,000010	1040,000	6,1245
240	Birgitz	Grundwasser	Quelle	240-104	0,718230	0,0035	0,000013	0,066	0,0002
		Boden	70-80 cm	240-103	0,716472	0,0036	0,000013	20,400	0,1013
		Vegetation	<i>Corylus</i>	240-102	0,715987	0,0015	0,000005	494,000	0,1711
241	Thaur	Grundwasser	Brunnen	241-102	0,708714	0,0028	0,000010	0,173	0,0003
		Boden	55-60 cm	241-101	0,711700	0,0037	0,000013	47,300	0,1174
		Vegetation	<i>Corylus</i>	241-103	0,708832	0,0019	0,000007	627,000	1,4842
243	Kitzbühel	Grundwasser	Brunnen	243-103	0,715165	0,0034	0,000012	0,041	0,0001
		Boden	45-55 cm	243-101	0,717005	0,0027	0,000010	18,600	0,1396
		Vegetation	<i>Corylus</i>	243-102	0,713435	0,0025	0,000009	876,000	0,5563
254	Obereching	Grundwasser	Brunnen	254-103	0,709156	0,0037	0,000013	1,600	0,2032
		Boden	90-95 cm	254-101	0,710894	0,0038	0,000014	28,800	0,0915
		Vegetation	<i>Corylus</i>	254-102	0,708963	0,0030	0,000011	511,000	4,1009
255	Bischofshofen	Grundwasser	Bach	255-103	0,723028	0,0021	0,000008	0,058	0,0001
		Boden	40-50 cm	255-101	0,715940	0,0030	0,000011	6,440	0,0387
		Vegetation	<i>Corylus</i>	255-102	0,713594	0,0022	0,000008	452,000	0,9395
256	Saalfelden	Grundwasser	Quelle	256-102	0,711081	0,0020	0,000007	0,327	0,0003
		Boden	45-50 cm	256-101	0,715133	0,0032	0,000011	16,200	0,0486
		Vegetation	<i>Alnus</i>	256-104	0,711056	0,0035	0,000013	247,000	1,5116
302	Brixen	Grundwasser	Brunnen	302-105	0,716157	0,0024	0,000009	0,045	0,0001
		Boden	75-85 cm	302-101	0,716358	0,0039	0,000014	15,200	0,0219
		Vegetation	<i>Corylus</i>	302-104	0,711330	0,0024	0,000009	771,000	2,8044
304	Latsch	Grundwasser	Quelle	304-104	0,725401	0,0028	0,000010	0,087	0,0003
		Boden	300-310 cm	304-103	0,720787	0,0027	0,000010	26,900	0,0637
		Vegetation	<i>Fraxinus</i>	304-105	0,723103	0,0016	0,000006	954,000	1,5422
308	Pfatten	Grundwasser	Brunnen	308-108	0,714431	0,0029	0,000010	0,320	0,0012
		Boden	80-90 cm	308-105	0,716822	0,0047	0,000017	28,100	0,0633
		Vegetation	<i>Acacia</i>	308-106	0,712108	0,0017	0,000006	1040,000	1,6812
310	Sanzeno	Grundwasser	Brunnen	310-105	0,709294	0,0032	0,000011	0,052	0,0001
		Boden	10 cm	310-102	0,708696	0,0035	0,000012	48,900	0,0649
		Vegetation	<i>Corylus</i>	310-104	0,709027	0,0026	0,000009	402,000	0,5106
311	Zambana	Grundwasser	Brunnen	311-106	0,710144	0,0025	0,000009	0,619	0,0018
		Boden	0 cm	311-102	0,708966	0,0014	0,000005	50,400	0,0815
		Vegetation	<i>Fraxinus</i>	311-105	0,709273	0,0016	0,000006	152,000	0,1667

A 2 Werte der Strontiumkonzentrationsmessungen

Die Gesamtspanne der gemessenen Strontiumkonzentrationen in den Umweltproben reicht von einem Minimum von 0,041 ppm bis hin zu einem Maximum von 1650 ppm. Die Mittelwerte der drei Einzelmessungen jeder Probe, mitsamt der Standardabweichung der drei Messwerte, sind zusammen mit den Daten der Isotopiemessungen in Tabelle 19 angegeben.

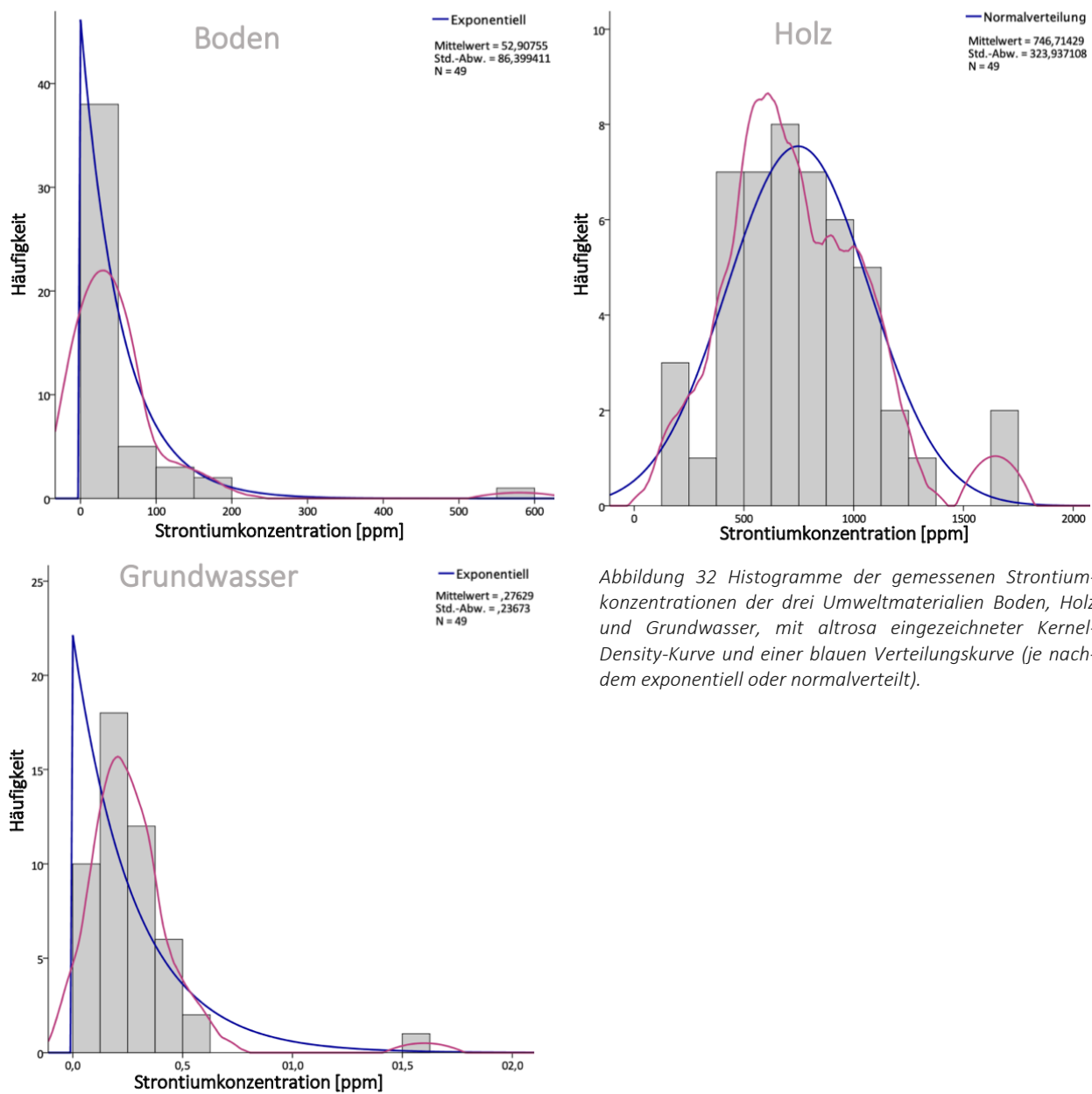
Die untersuchten **Bodenproben** weisen einen bioverfügbaren Strontiumgehalt von 4,7 bis hin zu 580 ppm auf, mit einem mittleren Gehalt von 52,91 ppm und einer Standardabweichung von 86,4 ppm. Dabei besitzt die Bodenprobe des Fundortes 215, Innsbruck Kalvarienberg, die höchste Strontiumkonzentration, welche sich von den restlichen Bodenproben deutlich abhebt. Die Konzentrationen der Bodenproben sind nicht normalverteilt und gleichen eher einer exponentiellen Verteilung (siehe Tabelle 20 und Abbildung 32). Nur an sechs der 49 Fundorte wurden Bodenkonzentrationen mit Werten über 100 ppm beobachtet, wobei fünf davon unter 200 ppm liegen (Fundorte 112, 131, 149, 150 und 151).

In den **Wasserproben** konnten Konzentrationen von 0,041 bis 1,600 ppm gemessen werden, wobei diese im Mittel 0,276 ppm Strontium enthalten und eine Standardabweichung von 0,237 ppm besitzen. Wie auch bei den Bodenproben, fällt in der Verteilung ein Wert besonders auf (siehe Abbildung 32): Fundort 254, Obereching, besitzt mit 1,6 ppm die höchste Strontiumkonzentration, die in den Wasserproben gemessen wurde, und ist dabei die einzige, welche eine Konzentration über 1 ppm besitzt. Die zwei nächst höchsten Werte treten in den Fundorten 112 und 311 auf, wobei diese mit circa 0,6 ppm deutlich weniger Strontium enthalten als die Wasserprobe von 254. Wie auch bei den Bodenproben, kann die Verteilung der Strontiumkonzentrationen der Grundwasserproben signifikant von der einer Normalverteilung unterschieden werden (siehe Tabelle 20). Im Gegensatz zu den Bodenproben scheint hier eine exponentielle Verteilung jedoch auch nicht zu 100 % zu passen.

Die **Vegetationsproben** enthalten Strontiumkonzentrationen von 152 bis 1650 ppm. Diese sehr hoch erscheinenden Werte beziehen sich jedoch auf den Gehalt in der Holzasche. Eine Rückrechnung der Aschewerte auf die Konzentration des noch frischen feuchten Holzes einer Pflanze ergibt Werte von 0,912 bis 9,9 ppm, welche somit Konzentrationen zwischen Grundwasser und Boden einnehmen. Die Daten besitzen einen Mittelwert von 746,7 ppm und eine Standardabweichung von 323,9 ppm. Ihre Verteilung kann den Erwartungen entsprechend nicht von einer Normalverteilung unterschieden werden (siehe Tabelle 20), was auf eine Regulation der Strontiumkonzentration innerhalb pflanzlichen Gewebes hinweist. Die beiden Messergebnisse der Fundorte 118 und 143 besitzen die zwei höchsten Strontiumgehalte und die zwei Fundorte 311 und 115 die niedrigsten.

Tabelle 20 Testergebnisse (p-Werte) der Normalverteilungsanalysen der in den verschiedenen Umweltprobenmaterialien gemessenen Strontiumkonzentrationen.

Materialtyp	Kolmogorov-Smirnov Signifikanz	Shapiro-Wilk Signifikanz
Vegetation	0,200	0,103
Boden	0,000*	0,000*
Grundwasser	0,000*	0,000*



A 3 Verhalten der Strontiumisotopenverhältnisse und Konzentrationen der Umweltproben zueinander

Dieses Kapitel beschäftigt sich mit Zusammenhängen zwischen den Strontiumkonzentrationen und den $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnissen der verschiedenen Umweltmaterialien. Für einen Überblick sind in Abbildung 33 die für das Modell verwendeten Umweltprobenspannen dargestellt und wie diese zueinanderstehen. Dabei wird ersichtlich, dass sich die Variabilität der verschiedenen Umweltmaterialien zueinander von Fundort zu Fundort unterscheidet. Im Folgenden wird auf die Zusammenhänge der einzelnen Umweltmaterialien untereinander eingegangen.

A 3.1 Zusammenhang zwischen Grundwasser und Boden

Betrachtet man die $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Spannen von Grundwasser und Boden (siehe Abbildung 33), so sieht man, dass diese unterschiedlich weit voneinander entfernt sein können.

Untersucht man die gemessenen Daten auf eine Korrelation hin, so lässt sich zunächst eine signifikant negative Korrelation zwischen den gemessenen $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnissen und der Konzentrationen **innerhalb desselben Materials** nachweisen (siehe Tabelle 21 und Abbildung 34). Wie in Tabelle 22 sichtbar, nehmen die Korrelationskoeffizienten r_s der Strontiumisotopie und -konzentration innerhalb eines Materialtyps Werte von 0,610 (Boden) und 0,449 (Grundwasser) an und sind somit nur mäßig.

Auch **zwischen** den $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnissen der **beiden Materialien** Grundwasser und Boden gibt es grundsätzlich einen signifikanten Zusammenhang in Form einer positiven Korrelation (siehe Tabelle 21). Ebenso korrelieren die Strontiumkonzentrationen der beiden Umweltproben signifikant positiv miteinander. Mit Korrelationskoeffizienten r_s der $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnisse und auch der Konzentrationen zwischen den Umweltmaterialien von Boden und Grundwasser von 0,332 und 0,399 (siehe Tabelle 22), ist der Zusammenhang hier nur eine schwache bis moderate Korrelation. Zwar scheint es einen allgemeinen Trend im Zusammenhang der beobachteten $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Spannen des Grundwassers mit denen des Bodens zu geben, doch sieht man die Ungenauigkeit der Korrelation und auch die hohe Variabilität der beiden Umweltmaterialien zueinander deutlich, wenn man einen Blick auf Abbildung 33 wirft. Der Abstand der Isotopenverhältnisse der beiden Proben variiert hierbei deutlich, mit Differenzen von 0,00003 bis 0,01059. Zudem können beide Probentypen mal das radiogenere Material darstellen und mal das weniger radiogene.

An neun Fundorten befindet sich die **Isotopie des lokalen Grundwassers** zwischen der des Regenwassers und der der lokalen Bodenspanne. An diesen Orten kann die Grundwasserisotopie durch die Isotopie des Bodens, welcher möglicherweise aus dem gleichen Grundgestein, welches auch das Aquifer des Grundwassers ausmacht, gebildet wurde, und der des Regenwassers erklärt werden (Fundorte 101, 127, 203, 206, 230, 237, 243, 256 und 308). Zwei Fundorte besitzen sich überlappende Isotopiespannen von Regenwasser, Grundwasser und Boden (Fundorte 131 und 149). An sechs Fundorten entspricht die Isotopie des Grundwassers der des Regenwassers und unterscheidet sich von der des Bodens (Fundorte 115, 140, 148, 150, 254 und 310). An vier Fundorten überlappen die $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Spannen von Grundwasser und Boden (Fundorte 151, 154, 166 und 302). An den übrigen Fundorten ist jedoch kein Zusammenhang zwischen der Strontiumisotopie des Grundwassers und der des Bodens zu beobachten (restliche 28 Fundorte = 57 %). Unter der Annahme, dass Grundwasser sein Strontium aus Regenwasser, Bodenausschwemmungen und einer Verwitterung des Aquifergesteins bezieht, können in diesen Fällen Bodenausschwemmungen als Strontiumhauptquelle ausgeschlossen werden, sodass das Aquifer und das Regenwasser die Hauptquelle des in dem Wasser enthaltenen Strontiums darstellen. An zwölf dieser

IV. Ergebnisse | Strontium | Verhalten der Strontiumisotopenverhältnisse und Konzentrationen der Umweltproben zueinander

Fundorte ist die Isotopie des Grundwassers sehr nahe an der des Regenwassers ($< 0,001$ Differenz), was auf einen hohen Beitrag dessen oder ein Aquifer mit vergleichbar ähnlichen bioverfügbaren $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnissen hindeutet. Nur an sieben der Fundorte, an denen die Strontiumisotopie des Grundwassers keinen wesentlichen Bodeneinfluss aufzuweisen scheint, könnte die $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Spanne des Aquifers der des Grundgesteins entsprechen, welches wiederum die Hauptstrontiumquelle des Bodens ist. An diesen Fundorten (108, 112, 155, 215, 240, 255 und 308) könnte somit der Strontiumbeitrag des Grundgesteins in Wasser größer sein, als im Boden, was für eine lange Residenzzeit des Grundwassers und einen stark ausgewaschenen Boden sprechen würde.

Tabelle 21 p-Werte der Spearman-Korrelationen zwischen den Strontiumisotopen und -konzentrationen ($c(\text{Sr})$) der Umweltproben. Signifikante Korrelationen sind mit einem „*“ gekennzeichnet.

Gesamt	$^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ Boden	$^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ Grundwasser	$^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ Vegetation	$c(\text{Sr})$ Boden	$c(\text{Sr})$ Grundwasser	$c(\text{Sr})$ Vegetation
$^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ Boden		0,004*	0,000*	0,000*	0,048*	0,267
$^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ Grundwasser	0,004*		0,000*	0,117	0,001*	0,340
$^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ Vegetation	0,000*	0,000*		0,127	0,020*	0,726
$c(\text{Sr})$ Boden	0,000*	0,117	0,127		0,020*	0,887
$c(\text{Sr})$ Grundwasser	0,048*	0,001*	0,020*	0,020*		0,409
$c(\text{Sr})$ Vegetation	0,267	0,340	0,726	0,887	0,409	

Tabelle 22 Korrelationskoeffizienten r_s der Spearman-Korrelationen zwischen den Strontiumisotopen und Strontiumkonzentrationen ($c(\text{Sr})$) der Umweltproben. Signifikante Korrelationen sind mit einem „*“ gekennzeichnet.

Gesamt	$^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ Boden	$^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ Grundwasser	$^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ Vegetation	$c(\text{Sr})$ Boden	$c(\text{Sr})$ Grundwasser	$c(\text{Sr})$ Vegetation
$^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ Boden	1	0,399*	0,627*	-0,610*	-0,284*	0,162
$^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ Grundwasser	0,399*	1	0,676*	-0,227	-0,449*	-0,139
$^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ Vegetation	0,627*	0,676*	1	-0,221	-0,331*	-0,051
$c(\text{Sr})$ Boden	-0,610*	-0,227	-0,221	1	0,332*	0,021
$c(\text{Sr})$ Grundwasser	-0,284*	-0,449*	-0,331*	0,332*	1	0,121
$c(\text{Sr})$ Vegetation	0,162	-0,139	-0,051	0,021	0,121	1

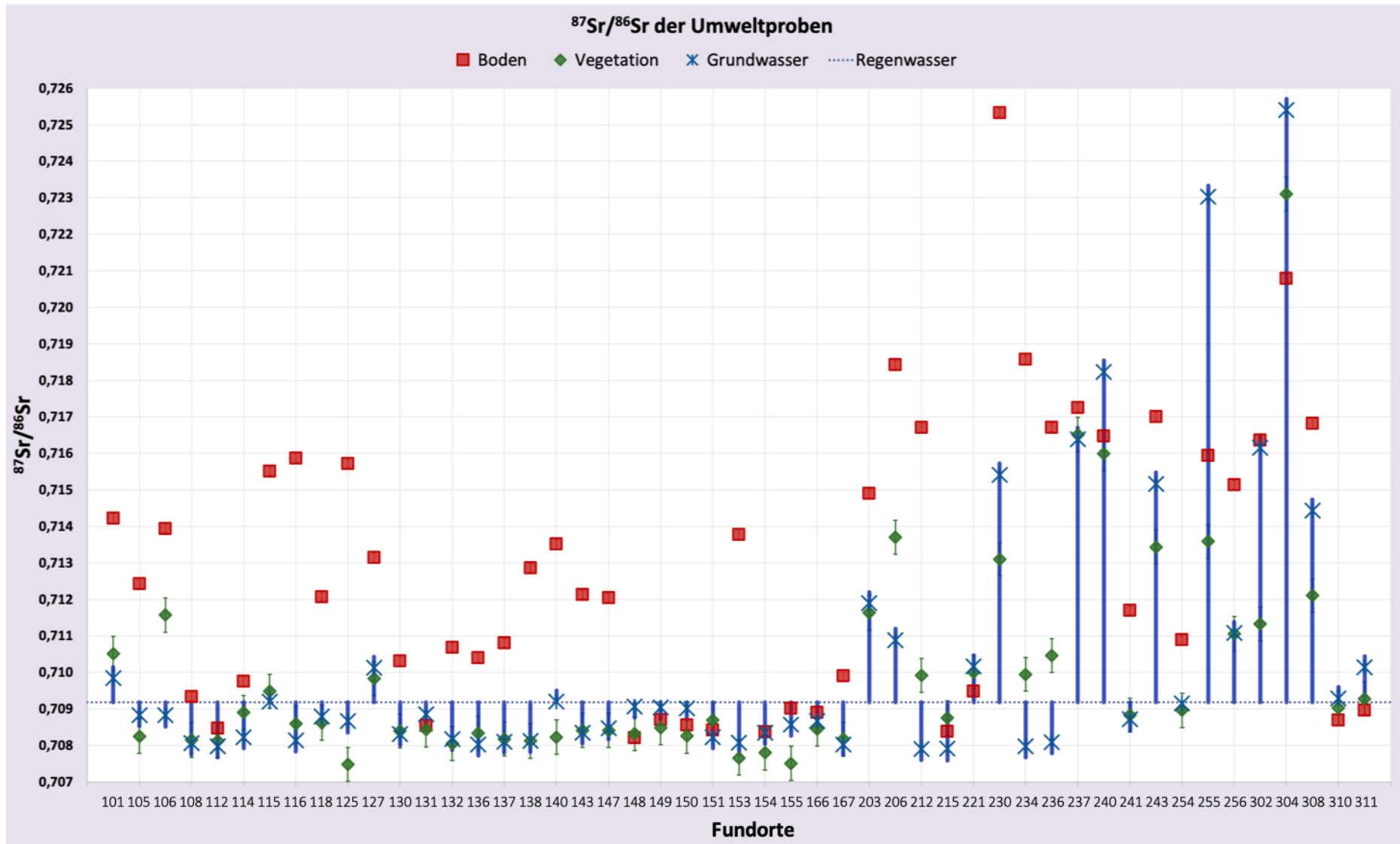


Abbildung 33 Pro Fundort ist das Verhältnis der $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Werte der drei lokal gesammelten Umweltmaterialien Boden, Vegetation und Grundwasser sowie des globalen Regenwassers zueinander dargestellt. Dabei wurden die Einzelmesswerte bereits mit den für das Modell verwendeten Erweiterungen für die Definition der Spanne lokaler Strontiumquellen berücksichtigt (ohne Korrektur der Vegetationsspanne). Die blauen durchgezogenen Linien verbinden die beiden Wasserquellen, Grundwasser und Regenwasser.

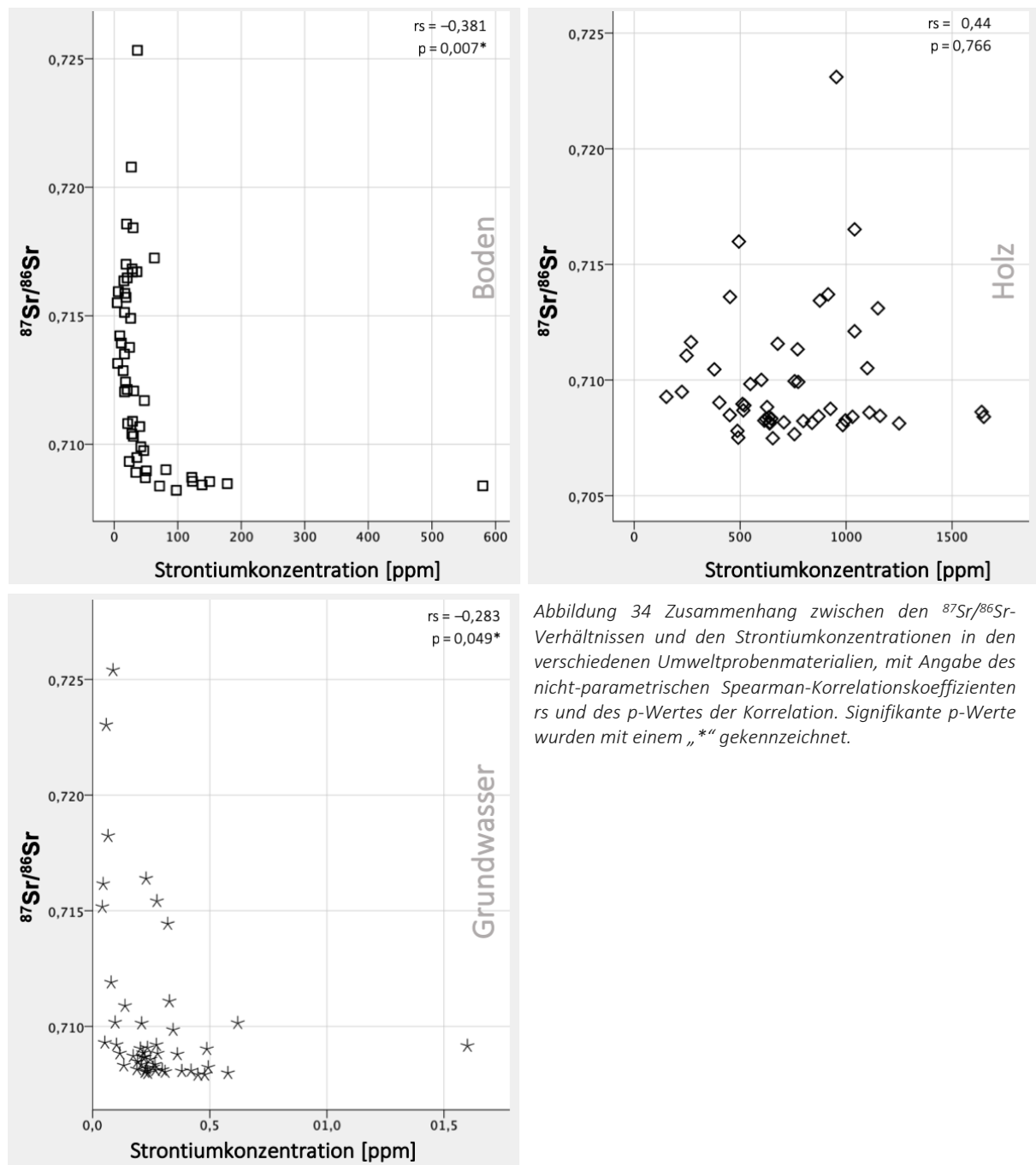


Abbildung 34 Zusammenhang zwischen den $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnissen und den Strontiumkonzentrationen in den verschiedenen Umweltprobenmaterialien, mit Angabe des nicht-parametrischen Spearman-Korrelationskoeffizienten r_s und des p-Wertes der Korrelation. Signifikante p-Werte wurden mit einem „*“ gekennzeichnet.

A 3.2 $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnisse der Pflanzenproben

Betrachtet man, im Gegensatz zu der Verteilung der Strontiumkonzentration der beiden Umweltmaterialien Boden und Grundwasser, die Konzentration von Strontium in der Pflanze (siehe Abbildung 34), so ist deutlich sichtbar, dass diese das im Organismus herrschende **Strontiumkonzentrationslevel kontrollieren**, wodurch es keine signifikante Korrelation mehr zwischen dem $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnis und der Strontiumkonzentration gibt und die Strontiumkonzentration in der Pflanze auch unabhängig von denen ihrer Strontiumquellen Boden und Grundwasser ist (siehe Tabelle 21 und Tabelle 22). Die Verteilung der Strontiumkonzentration in pflanzlichen Organismen gleicht hingegen eher einer Gauß-Verteilung und kann von dieser nicht signifikant unterschieden werden (siehe Tabelle 20).

Im Gegensatz zu der Strontiumkonzentration, sollte das $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnis der Pflanzendaten sowohl mit denen der Grundwasserproben als auch mit denen der Bodenproben korrelieren, da diese Strontiumquellen für die Pflanze darstellen. Wie in Tabelle 21 und Tabelle 22 sichtbar, existiert eine signifikant positive und starke Korrelation zwischen dem $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnis der Pflanzenproben und denen ihrer **Strontiumquellen Grundwasser und Boden**, mit Korrelationskoeffizienten von $r_s = 0,676$ und $0,627$ und p-Werten kleiner als $0,000$. Eine schwache negative Korrelation kann zusätzlich zwischen der Strontiumisotopie der Pflanze und der Strontiumkonzentration des Grundwassers beobachtet werden, nicht jedoch zwischen der Konzentration des Bodens und der Isotopie der Pflanze.

Mit Hilfe des lokalen Dreiecks, welches sich aus den $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnissen der drei Umweltmaterialien Boden, Grundwasser und Regenwasser zusammensetzt, kann die richtige Bestimmung der lokalen $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Spanne der Umweltmaterialien validiert werden. Dabei sollten die gemessenen $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnisse der Holzproben (mittlerer Messwert $\pm 2 \cdot \text{SE}$) innerhalb der Strontiumsignaturen der lokal gesammelten Umweltproben und der herangezogenen Spannen aus der Literatur fallen, da diese die Strontiumquellen der lokalen Vegetation darstellen. Die Überprüfung der Inklusion der Pflanzenwerte in das **lokale Dreieck** ergab eine Übereinstimmung in 41/49 Fundorten (83,7 %). Wie in Abbildung 33 zu sehen ist, liegen an acht Fundorten die $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnisse der Holzproben jedoch außerhalb des lokalen Dreiecks und sind somit nicht durch die Strontiumspannen der Strontiumquellen Grundwasser, Boden und Regenwasser erklärbar (Fundorte 105, 125, 140, 149, 150, 153, 154 und 155). Dabei besitzen die $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnisse der Pflanzen in allen acht Fällen weniger radiogene Werte als das lokale Dreieck und liegen somit stets unter dem Regenwasserwert von $0,70916$. Dies deutet darauf hin, dass zumindest eine der am Standort der Pflanze vorkommenden Strontiumquellen eindeutig andere $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnisse aufweist als die der Boden- und Grundwasserproben, die gemessen wurden. An diesen Orten scheint es somit eine höhere Variabilität der lokalen Umweltproben- $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnisse zu geben, als mit den Messungen \pm der herangezogenen Variabilität abgeschätzt wurde. Dabei kann es durch ein anderes Grundgestein oder veränderte Witterungsbedingungen zu anderen Strontiumsignaturen im Boden, oder durch eine nicht beprobte Grundwasserquelle, zu einer erhöhten Variabilität der lokal bioverfügbaren Strontiumsignaturen kommen. Eine weitere Möglichkeit ist der Eintrag von nicht lokalen $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnissen durch beispielsweise Dünger. Eine erneute und ausgiebigere Beprobung dieser Fundorte wäre demnach empfehlenswert.

Durch die **Korrektur der lokalen Vegetationsspanne**, welche in diesen acht Fällen in Richtung des lokalen Dreiecks verschoben wurde, konnte jedoch eine Überschneidung der Werte der Vegetationsspanne mit denen des lokalen Dreiecks an allen acht Fundorten erreicht werden. Dies weist darauf hin, dass das $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnis der nicht gemessenen zusätzlichen Strontiumquelle(n) der Pflanze deren Strontiumisotopie um weniger als $0,0009$ von dem erwarteten Wert abgeändert hat. Die Verschiebung der Spanne

kann in 5 der 8 Fälle (62,5 %) als sinnvoll eingestuft werden, da die $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnisse der Säugetierdaten der Fundorte 125, 150, 153, 154 und 155 innerhalb des lokalen Dreiecks liegen und die modellierte lokale $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Signatur mit der Verschiebung der Vegetationsspanne somit näher an die tatsächlichen Säugetierwerte heranreicht und diese oftmals auch integriert. An zwei Fundorten existieren entweder keine archäologischen Daten zum Vergleich (Fundort 105), oder aber die archäozoologischen Daten besitzen radiogenere Strontiumisotopen als das lokale Dreieck und besitzen somit ganz andere Werte als der gemessene Pflanzenwert (Fundort 149; siehe Abbildung 35). Nur an einem Fundort (Fundort 140) besitzen 2 von 3 Menschendaten $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnisse, welche außerhalb des lokalen Dreiecks liegen und dabei Strontiumisotopen aufweisen, welche durch die auffällige Strontiumsignatur der Vegetation erklärt werden könnten (siehe Abbildung 35). Dieser Ort ist somit der einzige Fall, in welchem gegebenenfalls nach der weiteren Strontiumquelle vor Ort gesucht werden sollte, da auch zwei der Menschen, sofern diese lokal waren, von dieser beeinflusst zu sein scheinen. Da die Modellvorhersage an Fundort 140 dennoch gut mit den Säugetierdaten übereinstimmt, scheint diese weitere Strontiumquelle für die lokalen Säugetiere selbst, von dem beeinflussten Vegetationswert abgesehen, keinen weiteren signifikanten Einfluss auf die Strontiumspanne lokaler Säugetiere zu nehmen.

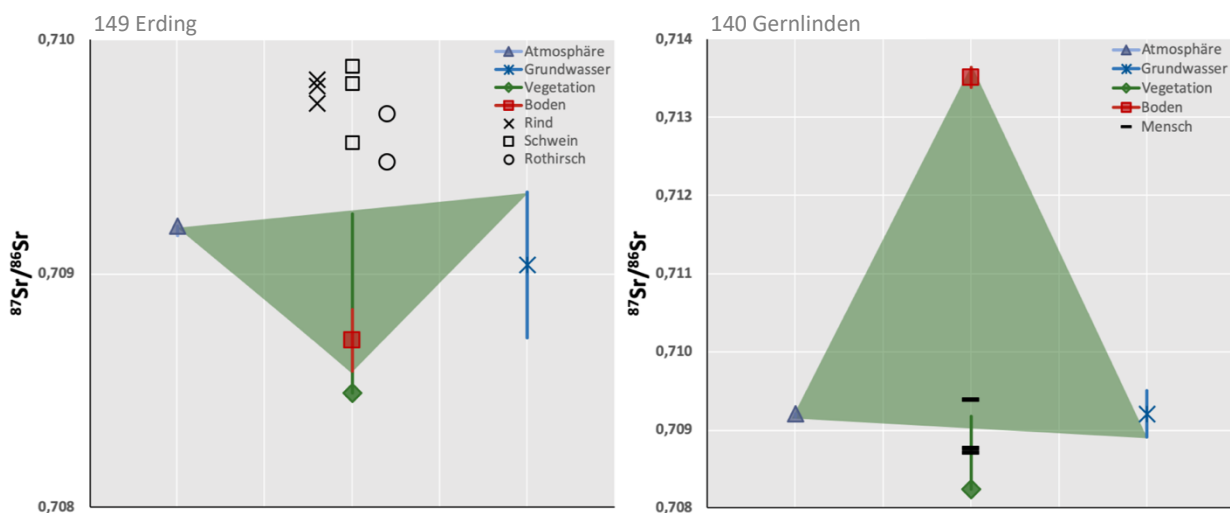


Abbildung 35 Lokale Dreiecke der Fundorte 149 Erding (links) und 140 Gernlinden (rechts). An beiden Fundorten liegt die gemessene Strontiumisotopensignatur der Vegetation außerhalb des Dreiecks. Betrachtet man die $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnisse des archäologischen Säugetierdatensets, so befinden sich deren Datenpunkte im Falle des Fundortes 149 auf der der Vegetation gegenüberliegenden Seite des Dreiecks. An Fundort 140 liegen die Menschendaten, welche außerhalb des lokalen Dreiecks liegen, hingegen zwischen der Signatur des Dreiecks und der lokalen Vegetation.

Da es starke signifikante Korrelationen zwischen dem $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnissen der Pflanzenproben und denen der Grundwasser und Bodenproben gibt und auch das Regenwasser eine Strontiumquelle für Pflanzen darstellt, wurde untersucht, inwiefern sich das $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnis der Pflanzenproben mit denen der drei genannten Quellen erklären lässt und welche Quelle wie viel zu dem Gesamtgemisch beiträgt.

Hierfür wurde zunächst geprüft, ob eine der Strontiumquellen als **essenzielle Quelle** identifiziert werden kann, wobei nur durch Einbezug dieser das $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnis der gemessenen Pflanzenprobe (gemittelter Messwert $\pm 2 \cdot \text{SE}$) erklärt werden kann. Ist dem so, so können die anderen beiden Strontiumquellen dabei durch jeweils die andere austauscht und ersetzt werden. Für 35 (von 41 Fundorten = 85 %) der im lokalen Dreieck liegenden pflanzlichen $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnisse kann eine der anderen Umweltmaterialien als essenzielle Strontiumquelle identifiziert werden. An acht Fundorten ist die Bedeutsamkeit der Strontiumquelle Regenwasser sichtbar, ohne welche das gemessene $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnis der Holz-

proben nicht erklärt werden könnte, da dieses außerhalb des Bereiches zwischen den Grundwasser- und Bodenspannen liegt (Fundorte 151, 215, 230, 240, 243, 255, 302 und 308). In 20 % der Fundorte, an welchen die Strontiumisotopie der Pflanzenprobe im lokalen Dreieck liegt, ist Regenwasser daher als eine der Strontiumhauptquellen der lokalen Vegetation anzusehen. Hingegen ist an weiteren acht Fundorten die Wichtigkeit des Bodens als Strontiumquelle zu erkennen (Fundorte 101, 106, 131, 148, 206, 212, 234 und 236). Die am häufigsten als eindeutige Strontiumquelle der Vegetation ermittelbare Quelle, welche an 19 Fundorten nachweisbar ist, ist das lokale Grundwasser. Somit kann in circa der Hälfte (46 %) der Fundorte, an welchen die Strontiumisotopie der Vegetation im lokalen Dreieck liegt, Grundwasser als für das beobachtete $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnis der Pflanzenprobe essenzielle Strontiumquelle identifiziert werden (Fundorte 108, 112, 114, 116, 118, 130, 132, 136, 137, 138, 143, 147, 166, 167, 221, 241, 254, 304 und 311). Eine hohe Variabilität des Beitrags der einzelnen Quellen zum Strontium in der Pflanze ist hierbei ersichtlich sowie die Tatsache, dass die Isotopie in der Pflanze tatsächlich eine Mischisotopie der drei herangezogenen Quellen ist. Auch die signifikante relativ starke Korrelation der pflanzlichen $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnisse mit denen des lokalen Bodens und des lokalen Grundwassers mit r_s -Werten von 0,627 und 0,677 weist eine starke Verbindung zwischen den Umweltproben nach (siehe Tabelle 21 und Tabelle 22).

Nun sagt die Sichtbarkeit der Notwendigkeit einer Strontiumquelle jedoch nichts über die Beitragsmenge zum Gesamtstrontium in der Pflanzenprobe aus und auch Strontiumquellen, deren Notwendigkeit nicht sichtbar ist, können die Hauptquelle des Strontiums innerhalb der Pflanze ausmachen. Als weiterer Schritt wurde daher die **Übereinstimmung des pflanzlichen $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnisses mit dem einer ihrer Strontiumquellen** überprüft. Die Spanne des $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnisses der Pflanzenproben überschneidet sich an 14 Fundorten mit der des Regenwassers (Fundorte 105, 114, 115, 118, 131, 140, 149, 151, 166, 215, 241, 254, 310 und 311), an 35 Fundorten mit denen des lokalen Grundwassers (101, 105, 108, 112, 114, 115, 116, 118, 125, 127, 130, 131, 132, 136, 137, 138, 140, 143, 147, 148, 149, 150, 151, 153, 154, 155, 166, 167, 203, 221, 237, 241, 254, 256 und 310) und an 13 Fundorten mit denen des Bodens (112, 131, 148, 149, 150, 151, 154, 166, 215, 221, 240, 310 und 311). An fünf Fundorten (131, 149, 151, 166 und 310) überlappen sich die Spannen aller Umweltmaterialien, an sieben der Fundorte überschneiden sich die Strontiumisotopiespannen der drei Umweltmaterialien Vegetation, Regenwasser und Grundwasser (Fundorte 105, 114, 115, 118, 140, 241 und 254), an fünf Fundorten die Spannen von Vegetation, Grundwasser und Boden (Fundorte 112, 148, 150, 154 und 221) sowie an zwei Fundorten (215 und 311) die Wertespannen von Vegetation, Regenwasser und Boden. Zieht man diese Fundorte, an welchen die Vegetationsspanne mit mehreren der anderen Umweltprobenmaterialien übereinstimmt, von denen der davor genannten Fundorte ab, so können $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnisse der lokalen Vegetationsspanne an keinem der Fundorte allein durch Strontium aus der Quelle Regenwasser, an 18 Fundorten allein durch das Strontium aus Grundwasser (Fundorte 101, 108, 116, 125, 127, 130, 132, 136, 137, 138, 143, 147, 153, 155, 167, 203, 237 und 256) und an Fundort 240 durch reines Bodenstrontium erklärt werden.

Überprüft man nun die **Übereinstimmung** dieser Fundorte mit solchen, an welchen diese möglichen singulären Strontiumhauptquellen einzelne $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnisse der Vegetationsspanne erklären können, mit denen, an welchen einzelne Quellen als essenziell identifiziert werden konnten, so fallen zwei Fundorte auf, an welchen Regenwasser als wichtige Strontiumquelle der Pflanzen identifiziert werden kann (Fundorte 151 und 215). Dabei ist weder eine geringe Strontiumkonzentration der Strontiumquelle Boden noch der Quelle Grundwasser an diesen beiden Orten zu beobachten. Tatsächlich besitzt Fundort 215 sogar die höchste beobachtete Bodenkonzentration, was eigentlich für einen höheren Beitrag des Bodenstrontiums zum Pflanzenstrontium vermutet lassen würde. Möglicherweise spielt hier eine hohe

Niederschlagsmenge, ein tiefer Grundwasserspiegel und weniger tiefe Pflanzenwurzeln eine Rolle. Bei beiden Pflanzenproben handelt sich um Haselsträucher, sodass die Pflanzenart hier als möglicher Faktor ausgeschlossen werden kann.

An 17 der Fundorte, in welchen Boden und Regenwasser potenziell als Strontiumquellen ausgeschlossen werden können und die Vegetationswerte allein durch das lokale erklärt werden können, kann Grundwasser als Hauptstrontiumquelle angesehen werden (Fundorte 108, 112, 114, 116, 118, 130, 132, 136, 137, 138, 143, 147, 166, 167, 221, 241 und 254). Eine mögliche Erklärung dieser Beobachtung wäre, dass die Böden eine wesentlich geringere Strontiumkonzentration besitzen als die übrigen Fundorte. Jedoch lassen sich die Konzentrationen der einzelnen Fundorte nicht signifikant von denen der restlichen Fundorte unterscheiden (p -Wert des Kruskal-Wallis-Tests = 0,815). Auch eine erhöhte Strontiumkonzentration in den Grundwasserproben könnte zu einem erhöhten Beitrag dieser Quelle in Pflanzen führen. Jedoch besitzen auch diese keine auffällig erhöhte Strontiumkonzentration (Unterschied der einzelnen Fundorte zu den restlichen p = 0,609). Die Verteilung der $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnisse des Grundwassers (p = 0,005) und somit auch die der Pflanzen (p = 0,014) kann signifikant von denen der anderen Fundorte unterschieden werden, wobei die Effektstärken von r = 0,40 und r = 0,35 mittel stark ausfallen. Möglicherweise könnte ein weniger tief gelegener Grundwasserspiegel eine Ursache für dieses Phänomen darstellen. Gerade in flacheren Gebieten, wie dem deutschen Alpenvorland ist Grundwasser zudem gleichmäßiger zugänglich als es in gebirgigen Schiefen ist, was das häufige Auftreten dieser Beobachtung an deutschen Fundorten erklären könnte.

Nur an einem Ort, dem Fundort 148, kann Boden mit einem Beitrag von 100 % als alleinstehende Strontiumquelle bestimmt werden. Die bioverfügbare Strontiumkonzentration des Bodens ist dabei nicht auffällig hoch und auch die Konzentration des Grundwassers fällt mit 0,234 ppm nicht übermäßig niedrig aus. Eine mögliche Erklärung für diese unerwartete Beobachtung ist, dass die extrahierte bioverfügbare Bodenfraktion nicht unbedingt der phytoverfügbaren Fraktion entspricht. Die verwendete Bodenextraktionsmethode wurde für die Extraktion des säugetierverfügbaren Bodenanteils herangezogen. Die für Pflanzen zur Verfügung stehende Konzentration kann allerdings von dieser abweichen und Bodenstrontium an diesem Fundort somit beispielsweise eventuell leichter für Pflanzen zugänglich sein als an anderen Fundorten.

Berechnet man alle möglichen **Zusammensetzungen** der pflanzlichen Strontiumsignatur, so wird abermals die hohe Variabilität dieser offensichtlich (siehe Abbildung 36). Mit minimalen prozentualen Beiträgen des Bodenstrontiums am Gesamtstrontium einer Pflanze von 0 bis 48,5 % und maximalen Anteilen von 0 bis 100 %, minimalen Anteilen von 0 bis 68,9 % und maximalen Anteilen von 1 bis 100 % von Regenwasserstrontium und minimalen Anteilen von 0 bis 91,7 % und maximalen Anteilen von 0 bis 100 % von Grundwasserstrontium sind die Beiträge der drei Strontiumquellen in einer Pflanze von Fundort zu Fundort sehr unterschiedlich. Betrachtet man die gemittelten mittleren Anteile, so setzt sich das Strontium einer Pflanze zu 20,8 % aus Boden, zu 26,4 % aus Regenwasser und zu 49,6 % aus Grundwasser zusammen.

Zusammenfassend lässt sich sagen, dass die Zusammensetzung des Strontiums in einer Pflanze **fundortspezifisch** ist und diese somit nicht ohne Weiteres durch ein Mischungsmodell anhand der Strontiumquellen Regenwasser, Grundwasser und Boden berechnet werden kann, da zu viele Faktoren, wie beispielsweise Grundwasserspiegel, Bodenorganismen, Windrichtung, Hanglage und Niederschlagsmenge, die in dieser Arbeit nicht untersucht wurden, berücksichtigt werden müssten.

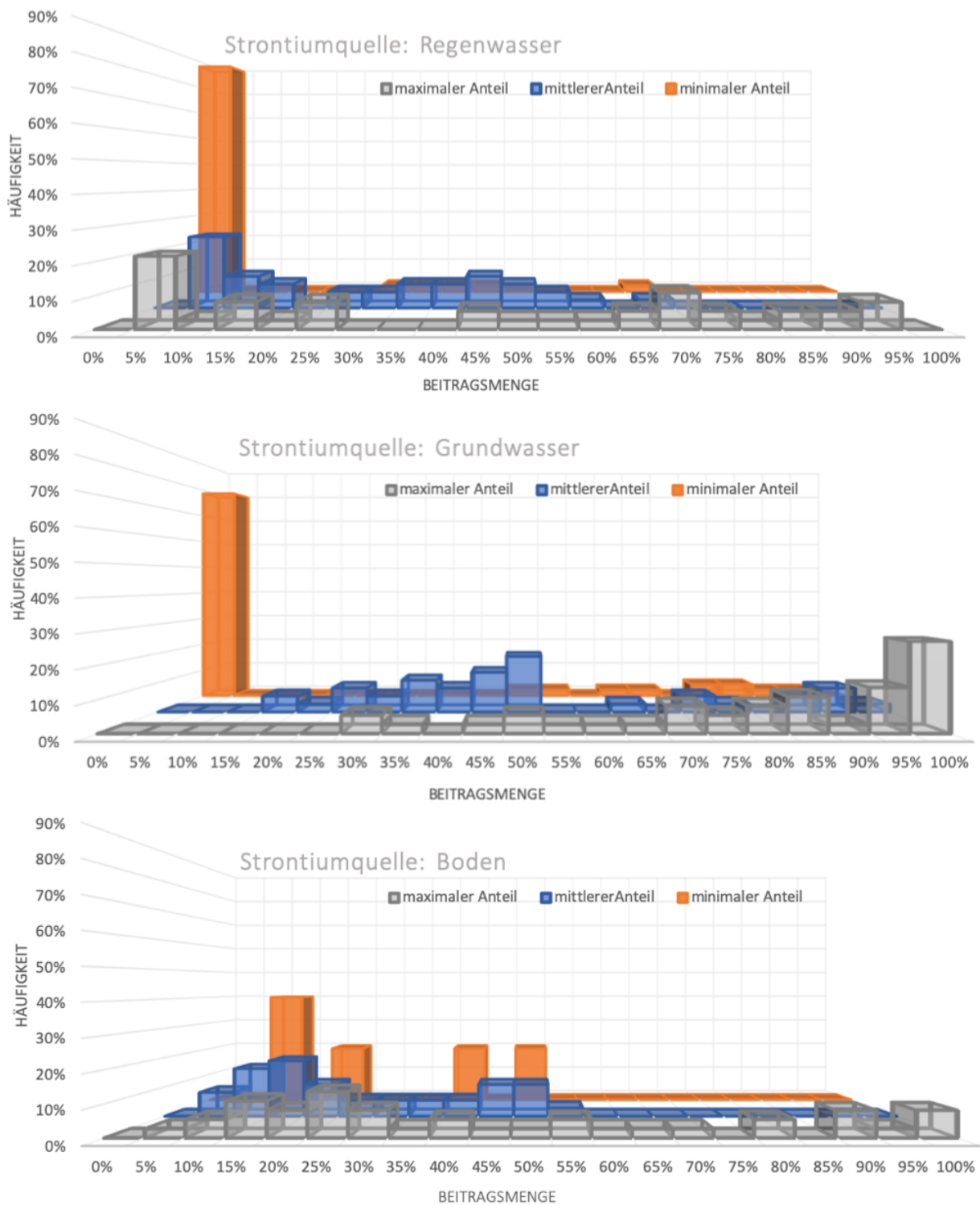


Abbildung 36 Darstellung der minimalen, mittleren und maximalen möglichen Anteile der drei Strontiumquellen Regenwasser, Grundwasser und Boden am Gesamtstrontium einer Pflanze anhand eines Histogramms. Auf der x-Achse ist dabei der prozentuale Anteil der jeweiligen Quelle angegeben, auf der y-Achse die Häufigkeit des Auftretens in %.

A 4 Modellierung der lokalen Säugetierspanne

Wie in Kapitel IIIA beschrieben wurde eine auf **Microsoft Excel** basierte **Arbeitsmappe** mit einem automatisch rechnenden Strontiummodell erstellt. Die erste Version ist bereits online auf <https://www.for1670-transalpine.uni-muenchen.de/tools/index.html> kostenlos zugänglich und die dazugehörige Handhabung anhand eines User Guides erklärt. Die bisher veröffentlichte Version des Modells entspricht allerdings dem Stand zum Frühjahr 2018 und unterlag seitdem weiteren Anpassungen. Das Modell wurde erstellt um einen neuen Ansatz und somit eine möglichst genaue Bestimmung der $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Signatur lokaler Säugetiere in archäologischen Studien zu ermöglichen. Das weiterentwickelte Modell, dessen Genauigkeit im Folgenden beschrieben wird, soll ebenfalls veröffentlicht werden und ist dieser Arbeit in Form eines CD-Anhangs beigelegt.

A 4.1 Das lokale Dreieck und das Validierungsdatenset

Wie in Kapitel IIIA 4 beschrieben, wurde für die Beurteilung der Tauglichkeit der archäologischen Säugetierdaten als Validierungsdaten für die erstellen Mischungsmodelle das **lokale Dreieck** herangezogen. Dieses wurde auf Basis der Strontiumsignaturen der gemessenen Boden- und Grundwasserproben, die um deren $2 \cdot \text{SE}$ der Messung und die aus der Literatur gezogene Variabilität (siehe Kapitel IIIA 2.5) erweitert wurden sowie der literaturbasierten $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Spanne für globales Regenwasser erstellt. Alle in diesen Bereich fallenden $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Werte sind durch eine Kombination der lokalen Signaturen der drei Strontiumquellen erklärbar und somit als ortstypisch anzusehen. Die minimalen und maximalen $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnisse, die an den jeweiligen Fundorten durch die drei Umweltproben als Strontiumquellen erklärt werden können, sind in Tabelle 23 zusammengetragen.

Tabelle 23 Strontiumisotopenspanne des lokalen Dreiecks mit Angabe der minimal und maximal zugelassenen $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Werte der Validierungsdaten an den unterschiedlichen Fundorten, welche nach ihrer Fundortkennnummer (FKNr) kodiert sind.

Lokalität		$^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Spanne des lokalen Dreiecks		Lokalität		$^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Spanne des lokalen Dreiecks	
FKNr	Ortsname	Minimum	Maximum	FKNr	Ortsname	Minimum	Maximum
101	Aislingen	0,709160	0,714357	154	Kleinaitingen	0,708043	0,709200
105	Bergkirchen	0,708527	0,712539	155	Königsbrunn	0,708273	0,709200
106	Berching-Pollanten	0,708516	0,714060	166	Langweid	0,708366	0,709200
108	Eching	0,707751	0,709454	167	Kempten	0,707730	0,710019
112	Farchant	0,707670	0,709200	203	Brixlegg	0,709160	0,715022
114	Freising-Domberg	0,707918	0,709878	206	Fritzens	0,709160	0,718542
115	Griesstetten	0,708885	0,715625	212	Innsbruck Wilten	0,707603	0,716826
116	Grünwald	0,707839	0,716001	215	Innsbruck Kalvarienberg	0,707588	0,709200
118	Günzburg	0,708493	0,712191		Kundl		
125	Langengeisling	0,708360	0,715835	221	Kundl	0,709160	0,710475
127	Manching	0,709160	0,713274	230	Pfaffenhofen	0,709160	0,725438
130	Obermenzing	0,708012	0,710437	234	Vomp	0,707680	0,718693
131	Pestenacker am Lech	0,708427	0,709200	236	Wiesing	0,707781	0,716829
132	Poing	0,707876	0,710804	237	Ampass	0,709160	0,717363
136	Trudering	0,707719	0,710535	240	Birgitz	0,709160	0,718540
137	Unterhaching	0,707799	0,710926	241	Thaur	0,708409	0,711826
138	Waging	0,707818	0,712985	243	Kitzbühel	0,709160	0,717124
140	Gernlinden	0,708899	0,713645	254	Obereching	0,708845	0,711021
143	Aubing	0,708054	0,712248	255	Bischofshofen	0,709160	0,723328
147	Wehringen	0,708173	0,712155	256	Saalfelden	0,709160	0,715256
148	Schwabmünchen	0,708096	0,709379	302	Brixen	0,709160	0,716486
149	Erding-Altenerding	0,708579	0,709348	304	Latsch	0,709160	0,725706
150	Steinebach	0,708441	0,709317	308	Pfatten	0,709160	0,716956
151	Aschheim	0,707921	0,709200	310	Sanzeno	0,708571	0,709601
153	Kirchheim	0,707765	0,713907	311	Zambana	0,708856	0,710447

Von den 424 zur Verfügung stehenden archäologischen Säugetierdaten, stimmen 409 Datenpunkte mit den 49 bearbeiteten Fundorten überein, für welche erfolgreich $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnisse und Strontiumkonzentrationen der drei verschiedenen Umweltprobenmaterialien gemessen werden konnten und somit das erstellte Strontiummodell angewendet werden kann. Das **Säugetierdatenset** setzt sich aus Daten von 66 Rindern, 81 Schweinen, 38 Rothirschen und 223 Menschen zusammen, wobei diese aus 25, 29, 18 und 25 Fundorten stammen. Da es aus verschiedenen Gründen zu drei der bearbeiteten Fundorte (105, 112 und 118) leider weder Menschen- noch Tierdaten gibt, wurde die Validierung des Strontiummodells auf 46 Fundorte reduziert.

Der gesamte Säugetierdatensatz der 46 Fundorte ist in Tabelle 24 festgehalten. Individuen mit eindeutig nicht aus lokalen Strontiumquellen stammenden Strontiumsignaturen, welche außerhalb des lokalen Dreiecks liegen, sind markiert. Die $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnisse der Säugetiere reichen dabei von 0,707082 bis 0,722656.

Berechnet man die **$^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Spannen** der Tier- und Menschenknochen und -zähne pro Fundort, so erhält man Spannengrößen von minimal 0,0002 (Fundort 138) bzw. 0, wenn nur ein Datenpunkt vorhanden ist (Fundort 155), und maximal 0,0072 (Fundort 310). Dies allein zeigt, dass es für manche Orte leichter und für andere Orte aber auch schwieriger bis unmöglich und möglicherweise gar nicht sinnvoll ist alle archäologischen Datenpunkte in die zu bestimmende lokale $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Signatur mitaufzunehmen, da hier eindeutig auch nicht ortstypische Strontiumsignaturen enthalten sind. Mit einem Median von 0,0025 und einem unteren und oberen Quartil von 0,0017 und 0,0038, ist die Isotopiespanne der meisten Fundorte relativ weit gefasst und überschreitet in 26 von 46 Fundorten die maximal erwartete Strontiumspanne von 0,002 (siehe Modellvariante 3, Kapitel IIIA 1.2). Nur an einem von 28 Fundorten, an welchen Daten von mehr als nur einer Säugetierspezies vorhanden sind, lässt sich die Strontiumisotopie der verschiedenen Arten auf einem Signifikanzniveau von 5 % mit einem p-Wert von 0,044 signifikant unterscheiden (Fundort 127). In 96 % der Fundorte ist dies jedoch nicht der Fall.

Diese hohe Variabilität innerhalb des Säugetierdatensets zeigt die Notwendigkeit der Validierung des archäologischen Datensets auf, mit Hilfe dessen untypische $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Signaturen, welche auf nicht lokale Individuen hinweisen, detektiert werden können. Da die Individuenzahlen pro Fundort meist zu gering sind, um die Verteilung der Daten selbst zu untersuchen, wurde dies anhand des oben beschriebenen lokalen Dreiecks durchgeführt. Es erfolgte ein **Ausschluss** von 113 individuellen $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnissen (der insgesamt 409 Säugetierdaten) aus dem Validierungsdatenset. Diese setzen sich aus 24 % der Rinderdaten, 30 % der Schweinewerte, 34 % des Rothirschsets und 27 % der Menschendaten zusammen. Hierbei scheint die Quote an nicht lokalen Individuen pro Spezies bei 29 ± 5 % relativ gleich verteilt zu sein. Basierend auf der untersuchten Region, welche bereits zu archäologischen Zeiten eine sehr hohe Migrations- und Handelsrate aufwies, und den herangezogenen Spezies mit ihren großen Strontiumeinzugsgebieten und dem bevorzugten Handel von deren Produkten ist diese hohe Anzahl an ortsfremden Individuen nicht unerwartet und gut erklärbar.

Berücksichtigt man nun die Anzahl der Fundorte, an welchen mindestens ein Datenpunkt der verschiedenen Speziesdatensets außerhalb des lokalen Dreiecks liegt, so enthalten 36 % (9/25) der Fundorte, zu denen es Rinderdaten gibt, mindestens ein Individuum, dessen Strontium nicht aus rein lokalen Strontiumquellen stammen kann. Für die Schweine-, Rothirsch- und Menschendatensets sind es entsprechend 44,8 % (13/29), 44,4 % (8/18) und 32 % (8/25). Auch hier scheinen die vier verschiedenen Spezies mit 38 ± 7 % in etwa dem gleichen Bereich zu liegen. Dabei ist der Unterschied zwischen den Spezies etwas größer ist als zuvor, wobei das Auftreten von nicht lokalen Individuen in Schweinen am häufigsten auftritt und in Menschen am seltensten. Dies könnte durch einen häufigen Handel von Schweineschinken erklärt werden.

Insgesamt gibt es in der Hälfte (52,2 %) der 46 Fundorte mindestens ein Individuum, dessen Strontiumsignatur auf nicht lokale Strontiumquellen hindeutet und somit vom Validierungsdatensatz ausgeschlossen wurde. Die andere Hälfte der Fundorte besitzen hingegen archäologische Säugetierdaten, deren $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnisse alle Werte innerhalb der lokalen Dreiecke aufweisen.

Durch den Ausschluss der 113 Säugetierdaten, die außerhalb des lokalen Dreiecks liegen, wurde die Anzahl der Säugetierdaten, die pro Fundort zur Validierung zur Verfügung stehen, zum Teil wesentlich reduziert, wodurch der Median der Säugetierdatenanzahl pro Fundort von 7 auf 5 Datenpunkte gesunken ist. Zur Validierung stehen somit pro Fundort 1 bis 23 Säugetierdatenpunkte zur Verfügung. In 22 der Datensätze der jeweiligen Fundorte erfolgte keine Änderung. Für 13 Fundorte wurde die Datenzahl um weniger als die Hälfte der Gesamtdaten verkleinert, wobei nur an zwei dieser Fundorte die Anzahl ortsfremder Individuen $\leq 10\%$ der Gesamtdaten ausmacht. An 11 Fundorten wurde jedoch mindestens die Hälfte der Säugetierdaten aus dem Validierungsdatensatz genommen.

Drei der 11 Fundorte, an welchen mindestens die Hälfte der Säugetierdaten aus dem Validierungsdatensatz genommen wurden, sind bei der Bereinigung besonders auffällig geworden. Die Fundorte 114, 149 und 215 weisen nach Ausschluss der Daten mit Werten außerhalb des lokalen Dreiecks keinen einzigen Datenpunkt für die Validierung auf, da jedes einzelne Individuum eine ortsfremde Strontiumsignatur trägt. Abgesehen von einem Menschenwert handelt es sich hierbei um ein reines Tierdatensatz. All diese Individuen müssen demnach Strontiumquellen bezogen haben, welche nicht mit den beprobten Umweltproben übereinstimmen. Die $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Spanne der lokalen Vegetation liegt bei diesen drei Fundorten, wie erwartet, innerhalb des lokalen Dreiecks und weist somit nicht auf eine andere Boden- oder Grundwasserspanne hin, welche die unerwarteten Werte der Säugetiere erklären könnte. Für diese Fundorte ist demnach eine fundortspezifische Untersuchung der Umgebungsbedingungen anzustellen. Die drei Fundorte wurden von den 46 zu validierenden Fundortvorhersagen gestrichen, wodurch eine Gesamtzahl von 43 Fundorten für die Validierung übrigbleibt.

Nach dem Ausschluss von Datenpunkten, deren $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnisse nicht durch lokale Strontiumquellen erklärt werden können und außerhalb des lokalen Dreiecks liegen, besitzt das Validierungsdatensatz nur noch an elf Fundorten **Strontiumspannen**, die weiter gefasst sind als 0,002 (Fundorte 116, 203, 206, 230, 234, 236, 240, 256, 302, 304 und 308). Die maximale Strontiumspanne ist dabei mit einem Wert von 0,0070 (Fundort 304) immer noch sehr weit gefasst, der Median ist jedoch deutlich kleiner mit einer Wertespanne von 0,0018 und das dritte Quartil liegt nur noch bei 0,0021. Für Fundorte, deren Validierungsdatensatz eine größere Spanne als 0,002 ausweist, kann die modellierte lokale Säugetierspanne nur dann eine ausreichend vergleichbar große Strontiumspanne aufweisen, wenn der Unterschied zwischen Vegetation und Grundwasser groß genug ist (Fundorte 236 und 255) oder aber Boden als potenzielle Strontiumquelle für Säugetiere miteinbezogen wird.

Tabelle 24 Liste der $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnisse des Säugetierdatensets mit Angabe der Messungenauigkeit ($2 \cdot \text{SE} [\%]$). Individuen, deren Strontiumsignatur ($^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr} \pm 2\text{SE}$) außerhalb des lokalen Dreiecks fallen, wurden mit einem „*“ markiert. Fundortkennnummer (FKNr), Ortsname und die Probenkennzeichnung (PKZ) der einzelnen Fundorte sind angegeben.

FKNr	Ortsname	PKZ	Spezies	$^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$	$2 \cdot \text{SE} [\%]$	FKNr	Ortsname	PKZ	Spezies	$^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$	$2 \cdot \text{SE} [\%]$
101	Aislingen	6.101.28	Schwein*	0,708513	0,0046	127	Manching	1.127.1	Rothirsch*	0,709116	0,0042
		6.101.29	Schwein	0,710773	0,0023			1.127.2	Rothirsch*	0,709008	0,0037
		6.101.30	Schwein	0,712171	0,0029			1.127.3	Rothirsch	0,709568	0,0033
106	Berching-Pollanten	1.106.13	Rothirsch	0,710294	0,0032			1.127.6	Rind	0,710266	0,0047
		1.106.14	Rothirsch	0,710604	0,0044			1.127.8	Rind	0,709673	0,0047
		1.106.15	Rothirsch	0,710372	0,0042			1.127.11	Schwein	0,710839	0,0037
		1.106.1	Rind	0,709313	0,0033			1.127.12	Schwein*	0,713489	0,0047
		1.106.2	Rind	0,710597	0,0043			1.127.13	Schwein	0,710957	0,0048
		1.106.5	Schwein	0,710817	0,0027	130	Obermenzing	4.130.201	Mensch	0,709595	0,0026
		1.106.7	Schwein	0,711233	0,0020			4.130.202	Mensch	0,708501	0,0017
		1.106.9	Schwein	0,710440	0,0033			4.130.203	Mensch	0,708689	0,0037
108	Eching	4.108.2	Rothirsch	0,708850	0,0023			4.130.204	Mensch	0,709091	0,0038
		4.108.8	Rothirsch	0,708460	0,0035			4.130.205	Mensch	0,708811	0,0024
		4.108.3	Rind	0,708883	0,0035			4.130.206	Mensch	0,708491	0,0015
		4.108.5	Rind	0,709063	0,0043			4.130.207	Mensch	0,708316	0,0035
		4.108.6	Rind*	0,709572	0,0013			4.130.208	Mensch	0,708269	0,0022
		4.108.9	Schwein*	0,709553	0,0029			4.130.209	Mensch	0,708438	0,0026
		4.108.10	Schwein	0,708739	0,0035			4.130.211	Mensch	0,708471	0,0023
		4.108.201	Mensch	0,708730	0,0033			4.130.212	Mensch	0,708437	0,0018
		4.108.202	Mensch	0,708502	0,0029			4.130.213	Mensch	0,708398	0,0028
		4.108.203	Mensch	0,708720	0,0021			4.130.214	Mensch	0,708450	0,0025
		4.108.204	Mensch	0,708220	0,0026			4.130.215	Mensch	0,708516	0,0024
		4.108.205	Mensch	0,708584	0,0024			4.130.216	Mensch	0,708683	0,0034
		4.108.206	Mensch	0,708637	0,0022			4.130.217	Mensch*	0,707975	0,0016
		4.108.207	Mensch	0,708631	0,0028			4.130.218	Mensch	0,708730	0,0038
		4.108.208	Mensch	0,709317	0,0033			4.130.219	Mensch	0,708768	0,0018
		4.108.209	Mensch	0,709321	0,0031			4.130.220	Mensch	0,708621	0,0033
		4.108.210	Mensch	0,709329	0,0047			4.130.221	Mensch	0,708392	0,0021
		4.108.213	Mensch	0,708619	0,0013			4.130.222	Mensch	0,708667	0,0021
		4.108.214	Mensch	0,708540	0,0016			4.130.223	Mensch	0,708634	0,0028
		4.108.215	Mensch*	0,709601	0,0040			4.130.224	Mensch	0,709141	0,0019
		4.108.216	Mensch	0,708517	0,0041			4.130.225	Mensch	0,708519	0,0013
		4.108.217	Mensch*	0,709829	0,0046	131	Pestenacker am Lech	1.131.5	Rothirsch*	0,709599	0,0030
		4.108.218	Mensch	0,708613	0,0031			1.131.6	Rind*	0,709361	0,0026
		4.108.219	Mensch	0,708700	0,0027			1.131.7	Rind	0,708999	0,0038
		4.108.220	Mensch*	0,710178	0,0017			1.131.9	Rind*	0,709494	0,0023
		4.108.221	Mensch	0,708953	0,0045			1.131.11	Schwein*	0,709378	0,0043
		4.108.222	Mensch	0,708716	0,0022			1.131.12	Schwein*	0,709266	0,0032
		4.108.223	Mensch	0,708735	0,0047			1.131.14	Schwein*	0,709777	0,0031
114	Freising-Domberg	1.114.12	Rothirsch*	0,711862	0,0037	132	Poing	6.132.1	Schwein*	0,712700	0,0031
		1.114.13	Rothirsch*	0,710590	0,0021			6.132.2	Schwein*	0,711438	0,0018
		1.114.7	Schwein*	0,710071	0,0046			6.132.3	Schwein	0,708029	0,0022
		1.114.8	Schwein*	0,710762	0,0022			4.132.203	Mensch*	0,711261	0,0014
115	Griesstetten	1.115.7	Rothirsch	0,710458	0,0043			4.132.201	Mensch	0,708457	0,0016
		1.115.8	Rothirsch	0,711063	0,0041			4.132.202	Mensch*	0,712200	0,0013
		1.115.11	Rind	0,711815	0,0017	136	Trudering	4.136.13	Rothirsch	0,708704	0,0034
		1.115.14	Rind*	0,707082	0,0044			4.136.7	Rind	0,708681	0,0030
		1.115.15	Rind	0,710883	0,0043			4.136.9	Rind	0,708448	0,0021
		1.115.2	Schwein	0,710596	0,0034			4.136.11	Rind	0,708990	0,0019
		1.115.4	Schwein	0,711453	0,0037			4.136.1	Schwein	0,708087	0,0022
116	Grünwald	4.116.1	Rind	0,708653	0,0030			4.136.3	Schwein	0,708361	0,0023
		4.116.2	Rind	0,708743	0,0023			4.136.4	Schwein	0,708338	0,0023
		4.116.6	Schwein	0,708870	0,0035			4.136.201	Mensch	0,708366	0,0025
		4.116.8	Schwein	0,708673	0,0032			4.136.202	Mensch*	0,711659	0,0021
		4.116.9	Schwein	0,708682	0,0029			4.136.203	Mensch	0,708628	0,0021
		4.116.203	Mensch	0,708975	0,0014	137	Unterhaching	4.137.11	Rothirsch	0,708539	0,0036
		293,00	Mensch	0,708487	0,0019			4.137.12	Rothirsch	0,708603	0,0040
		382,00	Mensch	0,710827	0,0024			4.137.13	Rothirsch	0,708541	0,0046
		503,00	Mensch	0,708856	0,0027			4.137.1	Rind	0,708196	0,0033
		4.116.202	Mensch	0,709023	0,0050			4.137.4	Rind	0,708710	0,0047
		4.116.201	Mensch	0,709257	0,0022			4.137.5	Rind	0,708239	0,0016
		4.116.204	Mensch	0,709617	0,0014			4.137.6	Schwein	0,709379	0,0041
		4.116.207	Mensch	0,708724	0,0016			4.137.14	Schwein	0,708524	0,0034
		4.116.205	Mensch	0,708993	0,0021			4.137.15	Schwein	0,708536	0,0028
		4.116.206	Mensch	0,709908	0,0015			4.141.201	Mensch	0,708407	0,0014
125	Langengeisling	6.125.2	Rind	0,710070	0,0032			4.141.202	Mensch	0,709975	0,0023
		6.125.1	Schwein	0,709700	0,0027	138	Waging	4.141.203	Mensch	0,708598	0,0017
		4.125.201	Mensch	0,709797	0,0025			4.138.201	Mensch	0,708513	0,0026
		4.125.202	Mensch	0,710157	0,0021			4.138.202	Mensch	0,708455	0,0026
								4.138.203	Mensch	0,708676	0,0038

Fortsetzung Tabelle 24

FKNr	Ortsname	PKZ	Spezies	⁸⁷ Sr/ ⁸⁶ Sr	2 * SE [%]	FKNr	Ortsname	PKZ	Spezies	⁸⁷ Sr/ ⁸⁶ Sr	2 * SE [%]
140	Gernlinden	4.140.201	Mensch	0,708743	0,0017	155	Königsbrunn	4.155.201	Mensch	0,708802	0,0018
		4.140.202	Mensch	0,709369	0,0017	166	Langweid	6.166.36	Schwein	0,708724	0,0027
		4.140.203	Mensch	0,708680	0,0022			6.166.37	Schwein*	0,709872	0,0021
143	Aubing	6.143.15	Schwein	0,708961	0,0027			6.166.39	Schwein*	0,710839	0,0017
		6.143.16	Schwein	0,708944	<0,005	167	Kempten	6.167.28	Schwein	0,708395	0,0039
		6.143.17	Schwein	0,708787	0,0025			6.167.29	Schwein	0,708525	0,0023
		4.143.202	Mensch	0,708972	0,0020			6.167.30	Schwein	0,708968	0,0021
		4.143.203	Mensch	0,710618	0,0016	203	Brixlegg	1.203.4	Rothirsch	0,712977	0,0025
		4.143.201	Mensch	0,709142	0,0022			1.203.5	Rothirsch	0,713977	0,0022
		4.143.204	Mensch	0,709084	0,0017			1.203.1	Rind	0,714981	0,0033
147	Wehringen	1.147.9	Rothirsch	0,709648	0,0038	206	Fritzens	1.203.2	Rind	0,709922	0,0021
		1.147.11	Rothirsch	0,710163	0,0029			1.203.3	Rind	0,709896	0,0014
		1.147.12	Rothirsch	0,708426	0,0024			1.205.1	Rind	0,714179	0,0031
		1.147.4	Rind	0,708946	0,0044			1.205.2	Rind	0,711711	0,0021
		1.147.6	Rind	0,709710	0,0027			1.205.3	Schwein	0,710892	0,0017
		1.147.13	Rind	0,708522	0,0022			1.205.4	Schwein	0,713180	0,0015
		1.147.1	Schwein	0,708805	0,0044			1.205.5	Schwein	0,710987	0,0017
		1.147.3	Schwein	0,708828	0,0030	212	Innsbruck Wilten	4.211.201	Mensch	0,710938	0,0012
148	Schwabmünchen	1.148.11	Rothirsch	0,709055	0,0023			4.211.202	Mensch	0,710242	0,0027
		1.148.6	Rind*	0,709637	0,0036	215	Innsbruck Kalvarienberg	1.215.8	Rothirsch*	0,711914	0,0024
		1.148.8	Rind	0,709210	0,0037			1.215.5	Rind*	0,709928	0,0028
		1.148.9	Rind	0,709217	0,0036			1.215.6	Rind*	0,710964	0,0018
		1.148.1	Schwein*	0,710872	0,0023			1.215.7	Rind*	0,709271	0,0040
		1.148.4	Schwein*	0,710884	0,0020			1.215.1	Schwein*	0,709437	0,0026
		1.148.5	Schwein*	0,712902	0,0026			1.215.3	Schwein*	0,710142	0,0016
		4.149.11	Rothirsch*	0,709472	0,0016			1.215.4	Schwein*	0,713157	0,0016
149	Erding-Altenerding	4.149.15	Rothirsch*	0,709679	0,0022			4.215.201	Mensch*	0,711885	0,0031
		4.149.6	Rind*	0,709799	0,0034	221	Kundl	5.221.201	Mensch*	0,709066	0,0019
		4.149.7	Rind*	0,709725	0,0030			5.221.202	Mensch*	0,711969	0,0023
		4.149.8	Rind*	0,709829	0,0033			5.221.203	Mensch	0,709200	0,0028
		4.149.2	Schwein*	0,709558	0,0022			5.221.204	Mensch*	0,710702	0,0022
		4.149.4	Schwein*	0,709886	0,0030			5.221.205	Mensch*	0,710831	0,0048
		4.149.5	Schwein*	0,709812	0,0030			5.221.206	Mensch	0,709292	0,0018
150	Steinebach	4.150.6	Rind	0,708562	0,0025			5.221.207	Mensch*	0,710544	0,0020
		4.150.7	Rind	0,708863	0,0028			5.221.209	Mensch	0,710117	0,0023
		4.150.10	Rind	0,708583	0,0029			5.221.210	Mensch	0,710940	0,0020
		4.150.1	Schwein	0,709165	0,0018			5.221.211	Mensch*	0,711385	0,0023
		4.150.3	Schwein	0,708756	0,0026			5.221.212	Mensch	0,709819	0,0018
		4.150.4	Schwein*	0,710293	0,0022			5.221.213	Mensch*	0,711249	0,0017
151	Aschheim	6.151.11	Rind	0,708322	0,0015			5.221.214	Mensch*	0,711307	0,0014
		6.151.12	Rind*	0,711834	0,0020			5.221.215	Mensch*	0,710838	0,0018
		6.151.5	Rind	0,708200	0,0022			5.221.216	Mensch*	0,711234	0,0022
		4.151.201	Mensch	0,708502	0,0043			5.221.217	Mensch*	0,710101	0,0014
153	Kirchheim	6.120.47	Schwein	0,710275	0,0021			5.221.218	Mensch*	0,711126	0,0022
		6.120.48	Schwein	0,708575	0,0018			5.221.219	Mensch*	0,710923	0,0019
		6.120.49	Schwein	0,709942	0,0024			5.221.220	Mensch	0,709709	0,0017
		4.153.201	Mensch	0,708715	0,0040			5.221.221	Mensch*	0,711108	0,0017
154	Kleinaitingen	4.154.201	Mensch	0,708758	0,0021			5.221.222	Mensch	0,709754	0,0025
		4.154.202	Mensch	0,708440	0,0016			5.221.223	Mensch	0,710247	0,0015
		4.154.203	Mensch	0,708507	0,0018			5.221.224	Mensch*	0,711035	0,0020
		4.154.204	Mensch*	0,710107	0,0015			5.221.225	Mensch	0,709207	0,0014
		4.154.205	Mensch	0,708256	0,0016			5.221.226	Mensch	0,709176	0,0018
		4.154.206	Mensch	0,709031	0,0018			5.221.227	Mensch*	0,710679	0,0018
		4.154.207	Mensch*	0,709382	0,0050			5.221.228	Mensch*	0,712116	0,0017
		4.154.208	Mensch	0,709166	0,0016			5.221.229	Mensch*	0,710787	0,0018
		4.154.209	Mensch	0,709073	0,0026			5.221.230	Mensch	0,709900	0,0018
		4.154.210	Mensch	0,709115	0,0017			5.221.231	Mensch*	0,710765	0,0038
		4.154.211	Mensch	0,709119	0,0014			111	Mensch	0,710449	0,0050
		4.154.212	Mensch	0,708695	0,0036			153	Mensch*	0,709089	0,0022
		4.154.213	Mensch*	0,709481	0,0029			161	Mensch*	0,710926	0,0036
		4.154.214	Mensch	0,709051	0,0027			170	Mensch*	0,711943	0,0021
		4.154.215	Mensch	0,709051	0,0027			183	Mensch	0,709266	0,0036
		4.154.216	Mensch*	0,709854	0,0018			202	Mensch*	0,710913	0,0034
		4.154.217	Mensch	0,708979	0,0019			444	Mensch	0,710382	0,0029
		4.154.218	Mensch	0,708979	0,0019			532	Mensch*	0,711001	0,0043
		4.154.219	Mensch*	0,710014	0,0029			533	Mensch*	0,711006	0,0028
		4.154.220	Mensch	0,709015	0,0020			L389	Mensch	0,709782	0,0018
		4.154.221	Mensch	0,708460	0,0025			L408	Mensch*	0,711835	0,0033
		4.154.222	Mensch	0,708396	0,0035			L426	Mensch	0,709212	0,0026
		4.154.223	Mensch	0,708364	0,0025			L448	Mensch	0,710222	0,0027
		4.154.224	Mensch	0,708723	0,0019			L449	Mensch*	0,710490	0,0028

IV. Ergebnisse | Strontium | Modellierung der lokalen Säugetierspanne

Fortsetzung Tabelle 24

FKNr	Ortsname	PKZ	Spezies	$^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$	2 * SE [%]	FKNr	Ortsname	PKZ	Spezies	$^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$	2 * SE [%]
221	Kundl	L80	Mensch	0,709234	0,0023	254	Obereching	7	Mensch*	0,708728	0,0024
		102	Mensch*	0,711307	0,0044			8	Mensch*	0,708769	0,0028
		124	Mensch*	0,716129	0,0035			18	Mensch	0,708872	0,0036
		157	Mensch	0,710306	0,0029			21	Mensch	0,709180	0,0029
		3	Mensch*	0,711457	0,0025			27	Mensch	0,708845	0,0036
		808	Mensch	0,710312	0,0031			29	Mensch	0,708960	0,0023
		L10	Mensch*	0,711285	0,0042			33	Mensch	0,708887	0,0030
		L110	Mensch*	0,710760	0,0028			42	Mensch	0,708889	0,0048
		L405	Mensch*	0,710531	0,0039			70	Mensch*	0,708724	0,0021
230	Pfaffenhofen	1.230.1	Rind	0,714405	0,0025			74	Mensch	0,709074	0,0031
		1.230.2	Rind	0,715243	0,0049			129	Mensch	0,708953	0,0016
		1.230.3	Rind	0,716443	0,0026			151	Mensch*	0,708814	0,0038
234	Vomp	19230/332 9/	Mensch	0,711913	0,0026	255	Bischofs- hofen	152	Mensch*	0,708811	0,0039
		248	Mensch	0,708869	0,0041			291	Mensch	0,711259	0,0048
		250	Mensch	0,709561	0,0032			452	Mensch	0,712456	0,0037
		254	Mensch	0,709331	0,0034			532	Mensch	0,709678	0,0044
		4.233.201	Mensch	0,710422	0,0020	256	Saalfelden	10	Mensch	0,710475	0,0019
		304	Mensch	0,709462	0,0037			15	Mensch	0,710562	0,0023
		305	Mensch	0,709295	0,0022			16	Mensch	0,710178	0,0033
		454	Mensch	0,709596	0,0024			31	Mensch	0,710557	0,0023
		91	Mensch	0,708955	0,0045			34	Mensch	0,713443	0,0027
236	Wiesing	1.236.1	Rind	0,711136	0,0025	302	Brixen	1.301.1	Rothirsch*	0,717958	0,0048
		1.236.2	Rind	0,712383	0,0017			1.301.2	Rothirsch*	0,717719	0,0040
		1.236.3	Rind	0,709828	0,0022			1.301.3	Rothirsch*	0,718336	0,0032
		1.236.6	Schwein	0,711722	0,0021			1.301.10	Rind	0,716164	0,0031
		1.236.7	Schwein	0,712871	0,0035			1.301.12	Rind	0,713015	0,0034
		1.236.8	Schwein	0,711522	0,0032			1.301.5	Schwein	0,715848	0,0022
237	Ampass	1.237.1	Rind	0,716648	0,0047			1.301.7	Schwein	0,716408	0,0036
		1.237.11	Rothirsch	0,716071	0,0047			1.301.8	Schwein	0,716446	0,0045
		1.237.2	Rind	0,716429	0,0044			323, Individuum 1	Mensch*	0,716972	0,0027
		1.237.4	Rind	0,716634	0,0045			324, Individuum 2	Mensch*	0,718203	0,0018
		1.237.6	Schwein	0,716362	0,0046	304	Latsch	5.304.201	Mensch	0,718158	0,0019
		1.237.8	Schwein	0,716576	0,0028			5.304.202	Mensch	0,720577	0,0018
		1.237.8	Schwein	0,716724	0,0034			5.304.203	Mensch	0,721671	0,0016
		1.240.5	Rothirsch*	0,720430	0,0036			5.304.204	Mensch	0,721444	0,0017
240	Birgitz	1.240.9	Rothirsch	0,715068	0,0014			5.304.214	Mensch	0,721779	0,0039
		1.240.13	Rothirsch	0,714398	0,0018			5.304.205	Mensch	0,721854	0,0018
		1.240.1	Rind*	0,719092	0,0026			5.304.206	Mensch	0,719250	0,0016
		1.240.4	Rind	0,713796	0,0028			5.304.207	Mensch	0,719552	0,0024
		1.240.7	Rind	0,717661	0,0020			5.304.208	Mensch	0,720484	0,0013
		1.240.10	Schwein	0,713254	0,0029			5.304.209	Mensch	0,721465	0,0022
		1.240.11	Schwein*	0,718763	0,0020			5.304.216	Mensch	0,722656	0,0030
		1.240.12	Schwein	0,718003	0,0024			5.304.215	Mensch	0,721477	0,0014
		1.241.12	Rothirsch*	0,712821	0,0044			5.304.210	Mensch	0,721406	0,0017
241	Thaur	1.241.13	Rothirsch	0,709915	0,0041			5.304.211	Mensch	0,722284	0,0019
		1.241.14	Rothirsch	0,709399	0,0024			5.304.212	Mensch	0,718322	0,0018
		1.241.7	Rind	0,709413	0,0037	308	Pfatten	5.304.213	Mensch	0,715681	0,0017
		1.241.8	Rind	0,709189	0,0024			5.308.201	Mensch	0,712500	0,0015
		1.241.9	Rind	0,711100	0,0048			5.308.202	Mensch	0,710648	0,0020
		1.241.2	Schwein	0,709533	0,0016			5.308.203	Mensch	0,714970	0,0041
		1.241.3	Schwein	0,710002	0,0021			5.308.204	Mensch	0,712758	0,0019
		1.241.5	Schwein	0,710682	0,0036	310	Sanzeno	1.310.7	Rind*	0,715912	0,0036
243	Kitzbühel	4.243.206	Mensch	0,710218	0,0025			1.310.8	Rind*	0,709841	0,0037
		4.243.201	Mensch	0,710897	0,0018			1.310.9	Rind*	0,711537	0,0042
		4.243.202	Mensch	0,711604	0,0025			1.310.3	Schwein	0,708790	0,0042
		4.243.203	Mensch*	0,709140	0,0021			1.310.4	Schwein	0,708980	0,0033
		4.243.204	Mensch	0,711131	0,0022			1.310.6	Schwein	0,708722	0,0028
		4.243.205	Mensch	0,711293	0,0023	311	Zambana	1.311.11	Rothirsch	0,709215	0,0037
254	Obereching	157	Mensch*	0,708456	0,0025			1.311.12	Rothirsch	0,709513	0,0037
		80	Mensch*	0,708539	0,0032			1.311.6	Rind	0,709624	0,0042
		5	Mensch*	0,708556	0,0043			1.311.7	Rind	0,709490	0,0033
		59	Mensch*	0,708597	0,0022			1.311.2	Schwein	0,709295	0,0050
		139	Mensch*	0,708599	0,0021			1.311.3	Schwein	0,709286	0,0039
		57	Mensch*	0,708663	0,0021			1.311.4	Schwein*	0,712619	0,0039

A 4.2 Ergebnisse der Strontiummodellvarianten

Die anhand der drei verschiedenen Modellvarianten berechneten $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Spannen lokaler Säugetiere der 49 bearbeiteten Fundorte sind in Tabelle 25 zusammengefasst. Die **Übereinstimmung der Daten des Validierungsdatensets mit den kalkulierten Spannen** ist in Tabelle 26 gelistet und umfasst 43 Fundorte. An sechs Fundorten fand keine Validierung statt. An drei der 49 Fundorte sind keine Säugetierdaten vorhanden und an weiteren drei Fundorten liegen alle Säugetierdaten außerhalb des lokalen Dreiecks, weshalb diese Proben nicht für die Einstufung der Genauigkeit der erstellten Modelle geeignet sind.

Für die Bewertung der Genauigkeit der Modellvorhersage wurde der prozentuale Anteil der Übereinstimmung der kalkulierten Strontiumspanne mit dem Validierungsset herangezogen. Dabei wurden die Anteile in **sechs Validierungskategorien** eingestuft:

- 1 – „exzellent“ : 100 % der Validierungsdaten stimmen mit der Strontiumsignatur überein
- 2 – „sehr gut“ : 75 % bis < 100 % der Validierungsdatenpunkte fallen in die modellierte lokale Spanne
- 3 – „gut“ : mindestens 50 % der Datenpunkte stimmen mit der vorhergesagten Spanne überein
- 4 – „moderat“ : die modellierte Spanne beinhaltet 25 bis < 50 % der Säugetierdatenpunkte
- 5 – „ungenügend“ : einzelne Validierungsdaten befinden sich in der lokalen Strontiumspanne (> 0 % und < 25 %)
- 6 – „ohne Erfolg“ : das Validierungsdatenset stimmt nicht mit der modellierten Spanne überein (0 %)

Die Verteilung der **Häufigkeit der sechs Kategorien** der drei unterschiedlichen Modellvarianten ist in Abbildung 37 dargestellt. Dabei ist sichtbar, dass Modellvariante 2, welche Boden als Strontiumquelle der Säugetiere miteinbezieht, am besten mit dem Validierungsdatenset übereinstimmt und die geringste Anzahl an Fundorten aufweist, welche in Kategorie 3 bis 6 fallen (> 25 % ortsfremde Individuen). Die zweitbeste Übereinstimmung mit den Validierungsdaten wird mit Variante 3 ($\mu \pm 0,001$) erreicht. Nach Variante 1 werden die wenigsten Fundorte in die Validierungskategorien 1 und 2 eingestuft und auch die Anzahl an Fundorten mit Kategorie 6 ist hier an höchsten.

Im Folgenden wird detaillierter auf die Übereinstimmungsraten sowie die Stärken und Schwächen der einzelnen Modellvarianten eingegangen.

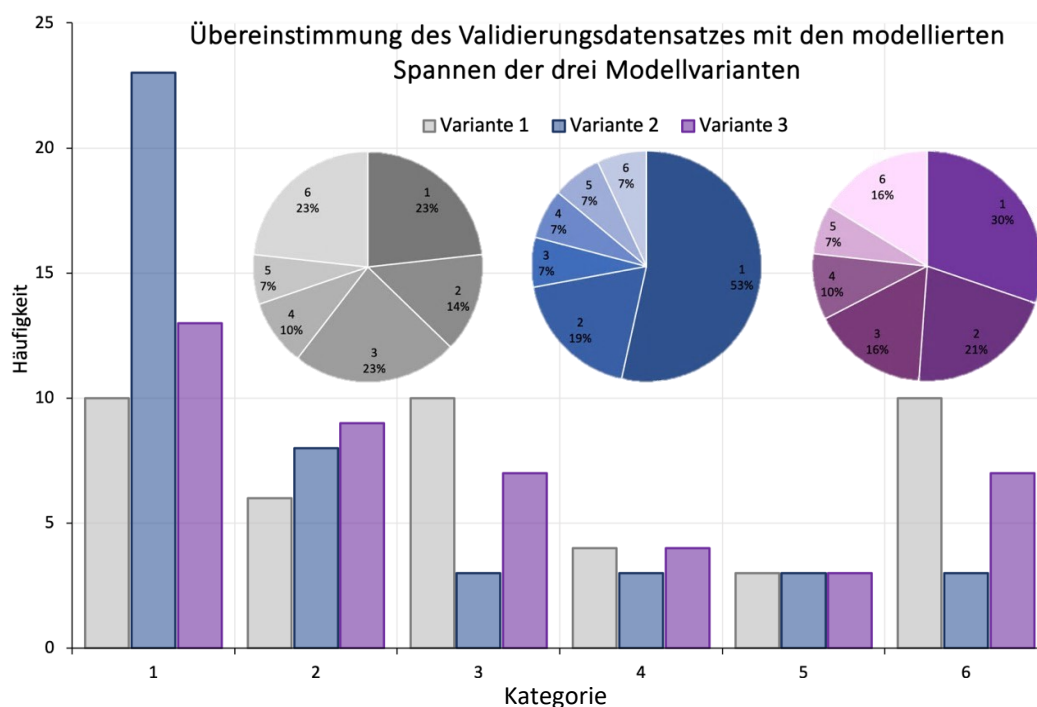


Abbildung 37 Verteilung der sechs Validierungskategorien über die verwendeten Modellvarianten.

IV. Ergebnisse | Strontium | Modellierung der lokalen Säugetierspanne

Tabelle 25 Anhand der drei Strontiummodellvarianten modellierte $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Spannen der 49 untersuchten Fundorte (FKNr = Fundortkennnummer). Grau markiert sind Spanneneckpunkte, die außerhalb des lokalen Dreiecks liegen (nur Variante 3).

Lokalität		Modellvorhersage $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Spannen				Lokalität		Modellvorhersage $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Spannen			
FKNr	Ortsname	$^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$	Modell 1	Modell 2	Modell 3	FKNr	Ortsname	$^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$	Modell 1	Modell 2	Modell 3
101	Aislingen	Mittelwert	0,71050	0,71055	0,71050	154	Kleinaitingen	Mittelwert	0,70782	0,70793	0,70782
		Minimum	0,70992	0,70992	0,70950			Minimum	0,70780	0,70780	0,70682
		Maximum	0,71098	0,71132	0,71150			Maximum	0,70874	0,70874	0,70882
105	Bergkirchen	Mittelwert	0,70827	0,70845	0,70827	155	Königsbrunn	Mittelwert	0,70755	0,70786	0,70755
		Minimum	0,70825	0,70825	0,70727			Minimum	0,70751	0,70751	0,70655
		Maximum	0,70918	0,71100	0,70927			Maximum	0,70871	0,70906	0,70855
106	Berching-Pollanten	Mittelwert	0,71153	0,71159	0,71153	166	Langweid	Mittelwert	0,70845	0,70848	0,70845
		Minimum	0,71038	0,71038	0,71053			Minimum	0,70837	0,70837	0,70745
		Maximum	0,71204	0,71269	0,71253			Maximum	0,70920	0,70920	0,70945
108	Eching	Mittelwert	0,70815	0,70820	0,70815	167	Kempten	Mittelwert	0,70817	0,70832	0,70817
		Minimum	0,70775	0,70775	0,70715			Minimum	0,70773	0,70773	0,70717
		Maximum	0,70870	0,70896	0,70915			Maximum	0,70866	0,70949	0,70917
112	Farchant	Mittelwert	0,70812	0,70819	0,70812	203	Brixlegg	Mittelwert	0,71164	0,71209	0,71164
		Minimum	0,70767	0,70767	0,70712			Minimum	0,71116	0,71116	0,71064
		Maximum	0,70860	0,70860	0,70912			Maximum	0,71215	0,71414	0,71264
114	Freising-Domberg	Mittelwert	0,70885	0,70896	0,70885	206	Fritzens	Mittelwert	0,71367	0,71391	0,71367
		Minimum	0,70804	0,70804	0,70785			Minimum	0,71281	0,71281	0,71267
		Maximum	0,70936	0,70978	0,70985			Maximum	0,71416	0,71570	0,71467
115	Griesstetten	Mittelwert	0,70948	0,70968	0,70948	212	Innsbruck Wilten	Mittelwert	0,70983	0,71021	0,70983
		Minimum	0,70897	0,70897	0,70848			Minimum	0,70854	0,70854	0,70883
		Maximum	0,70996	0,71163	0,71048			Maximum	0,71038	0,71327	0,71083
116	Grünwald	Mittelwert	0,70859	0,70877	0,70859	215	Innsbruck Kalvarienberg	Mittelwert	0,70872	0,70855	0,70872
		Minimum	0,70808	0,70808	0,70759			Minimum	0,70801	0,70801	0,70772
		Maximum	0,70907	0,71025	0,70959			Maximum	0,70920	0,70920	0,70972
118	Günzburg	Mittelwert	0,70862	0,70873	0,70862	221	Kundl	Mittelwert	0,71001	0,70996	0,71001
		Minimum	0,70849	0,70849	0,70762			Minimum	0,70954	0,70942	0,70901
		Maximum	0,70944	0,70990	0,70962			Maximum	0,71047	0,71047	0,71101
125	Langen-geisling	Mittelwert	0,70752	0,70788	0,70752	230	Pfaffenhofen	Mittelwert	0,71315	0,71375	0,71315
		Minimum	0,70749	0,70749	0,70652			Minimum	0,71264	0,71264	0,71215
		Maximum	0,70866	0,71194	0,70852			Maximum	0,71399	0,71708	0,71415
127	Manching	Mittelwert	0,70984	0,70989	0,70984	234	Vomp	Mittelwert	0,70990	0,71025	0,70990
		Minimum	0,70937	0,70937	0,70884			Minimum	0,70886	0,70886	0,70890
		Maximum	0,71037	0,71126	0,71084			Maximum	0,71041	0,71341	0,71090
130	Obermenzing	Mittelwert	0,70839	0,70853	0,70839	236	Wiesing	Mittelwert	0,71026	0,71107	0,71026
		Minimum	0,70801	0,70801	0,70739			Minimum	0,70835	0,70835	0,70926
		Maximum	0,70894	0,70989	0,70939			Maximum	0,71093	0,71541	0,71126
131	Pestenacker am Lech	Mittelwert	0,70844	0,70846	0,70844	237	Ampass	Mittelwert	0,71651	0,71658	0,71651
		Minimum	0,70843	0,70843	0,70744			Minimum	0,71604	0,71604	0,71551
		Maximum	0,70920	0,70920	0,70944			Maximum	0,71698	0,71716	0,71751
132	Poing	Mittelwert	0,70806	0,70822	0,70806	240	Birgitz	Mittelwert	0,71601	0,71604	0,71601
		Minimum	0,70788	0,70788	0,70706			Minimum	0,71552	0,71552	0,71501
		Maximum	0,70880	0,70957	0,70906			Maximum	0,71710	0,71710	0,71701
136	Trudering	Mittelwert	0,70833	0,70846	0,70833	241	Thaur	Mittelwert	0,70883	0,70914	0,70883
		Minimum	0,70780	0,70780	0,70733			Minimum	0,70841	0,70841	0,70783
		Maximum	0,70880	0,70983	0,70933			Maximum	0,70934	0,71118	0,70983
137	Unterhaching	Mittelwert	0,70817	0,70831	0,70817	243	Kitzbühel	Mittelwert	0,71344	0,71356	0,71344
		Minimum	0,70780	0,70780	0,70717			Minimum	0,71297	0,71297	0,71244
		Maximum	0,70873	0,70990	0,70917			Maximum	0,71400	0,71481	0,71444
138	Waging	Mittelwert	0,70812	0,70829	0,70812	254	Obereching	Mittelwert	0,70900	0,70913	0,70900
		Minimum	0,70782	0,70782	0,70712			Minimum	0,70884	0,70884	0,70800
		Maximum	0,70876	0,71060	0,70912			Maximum	0,70979	0,71068	0,71000
140	Gernlinden	Mittelwert	0,70825	0,70842	0,70825	255	Bischofshofen	Mittelwert	0,71369	0,71374	0,71369
		Minimum	0,70823	0,70823	0,70725			Minimum	0,71312	0,71312	0,71269
		Maximum	0,70928	0,71046	0,70925			Maximum	0,71671	0,71671	0,71469
143	Aubing	Mittelwert	0,70841	0,70849	0,70841	256	Saalfelden	Mittelwert	0,71106	0,71143	0,71106
		Minimum	0,70805	0,70805	0,70741			Minimum	0,71058	0,71058	0,71006
		Maximum	0,70899	0,70938	0,70941			Maximum	0,71153	0,71373	0,71206
147	Wehringen	Mittelwert	0,70841	0,70850	0,70841	302	Brixen	Mittelwert	0,71135	0,71151	0,71135
		Minimum	0,70817	0,70817	0,70741			Minimum	0,71086	0,71086	0,71035
		Maximum	0,70911	0,70968	0,70941			Maximum	0,71221	0,71341	0,71235
148	Schwabmünchen	Mittelwert	0,70835	0,70832	0,70835	304	Latsch	Mittelwert	0,72312	0,72301	0,72312
		Minimum	0,70810	0,70810	0,70735			Minimum	0,72264	0,72203	0,72212
		Maximum	0,70921	0,70921	0,70935			Maximum	0,72378	0,72378	0,72412
149	Erding-Altenerding	Mittelwert	0,70851	0,70857	0,70851	308	Pfatten	Mittelwert	0,71217	0,71236	0,71217
		Minimum	0,70849	0,70849	0,70751			Minimum	0,71165	0,71165	0,71117
		Maximum	0,70931	0,70931	0,70951			Maximum	0,71313	0,71399	0,71317
150	Steinebach	Mittelwert	0,70829	0,70833	0,70829	310	Sanzeno	Mittelwert	0,70903	0,70897	0,70903
		Minimum	0,70826	0,70826	0,70729			Minimum	0,70857	0,70857	0,70803
		Maximum	0,70920	0,70920	0,70929			Maximum	0,70953	0,70953	0,71003
151	Aschheim	Mittelwert	0,70867	0,70859	0,70867	311	Zambana	Mittelwert	0,70949	0,70934	0,70949
		Minimum	0,70803	0,70803	0,70767			Minimum	0,70886	0,70886	0,70849
		Maximum	0,70915	0,70915	0,70967			Maximum	0,71030	0,71030	0,71049
153	Kirchheim	Mittelwert	0,70767	0,70797	0,70767						
		Minimum	0,70766	0,70766	0,70667						
		Maximum	0,70860	0,71079	0,70867						

Tabelle 26 Übereinstimmung der Säugetierdatenpunkte des Validierungsdatensets mit denen der berechneten lokalen Strontiumsignaturen der drei Modellvarianten der 43 Fundorte. Eine Werteübereinstimmung von 100 % wurde grau markiert. Gestreifte Zellen markieren Modellierungen, in deren Spannen keiner der Validierungsdatenpunkte fällt.

Lokalität		Übereinstimmung mit der modellierten Spanne				Lokalität		Übereinstimmung mit der modellierten Spanne			
FKNr	Ortsname	# Validierungsdaten	Variante	# inkludierte Daten	% inkludierte Daten	FKNr	Ortsname	# Validierungsdaten	Variante	# inkludierte Daten	% inkludierte Daten
101	Aislingen	2	Modell 1	1	50%	166	Langweid	1	Modell 1	1	100%
			Modell 2	1	50%				Modell 2	1	100%
			Modell 3	1	50%				Modell 3	1	100%
106	Berching-Pollanten	8	Modell 1	6	75%	167	Kempten	3	Modell 1	2	67%
			Modell 2	6	75%				Modell 2	3	100%
			Modell 3	4	50%				Modell 3	3	100%
108	Eching	23	Modell 1	11	48%	203	Brixlegg	5	Modell 1	0	0%
			Modell 2	19	83%				Modell 2	2	40%
			Modell 3	20	87%				Modell 3	0	0%
115	Griesstetten	6	Modell 1	0	0%	206	Fritzens	5	Modell 1	2	40%
			Modell 2	5	83%				Modell 2	2	40%
			Modell 3	1	17%				Modell 3	2	40%
116	Grünwald	15	Modell 1	11	73%	212	Innsbruck Wilten	2	Modell 1	1	50%
			Modell 2	14	93%				Modell 2	2	100%
			Modell 3	12	80%				Modell 3	1	50%
125	Langengeisling	4	Modell 1	0	0%	221	Kundl	20	Modell 1	13	65%
			Modell 2	4	100%				Modell 2	13	65%
			Modell 3	0	0%				Modell 3	20	100%
127	Manching	5	Modell 1	3	60%	230	Pfaffenhofen	3	Modell 1	0	0%
			Modell 2	5	100%				Modell 2	3	100%
			Modell 3	4	80%				Modell 3	0	0%
130	Obermenzing	23	Modell 1	20	87%	234	Vomp	9	Modell 1	8	89%
			Modell 2	23	100%				Modell 2	9	100%
			Modell 3	22	96%				Modell 3	7	78%
131	Pestenacker am Lech	1	Modell 1	1	100%	236	Wiesing	6	Modell 1	1	17%
			Modell 2	1	100%				Modell 2	6	100%
			Modell 3	1	100%				Modell 3	2	33%
132	Poing	2	Modell 1	2	100%	237	Ampass	7	Modell 1	6	86%
			Modell 2	2	100%				Modell 2	6	86%
			Modell 3	2	100%				Modell 3	6	86%
136	Trudering	9	Modell 1	8	89%	240	Birgitz	6	Modell 1	0	0%
			Modell 2	9	100%				Modell 2	0	0%
			Modell 3	9	100%				Modell 3	1	17%
137	Unterhaching	12	Modell 1	10	83%	241	Thaur	8	Modell 1	1	13%
			Modell 2	11	92%				Modell 2	8	100%
			Modell 3	10	83%				Modell 3	4	50%
138	Waging	3	Modell 1	3	100%	243	Kitzbüchel	5	Modell 1	0	0%
			Modell 2	3	100%				Modell 2	0	0%
			Modell 3	3	100%				Modell 3	0	0%
140	Gernlinden	3	Modell 1	2	67%	254	Obereching	8	Modell 1	8	100%
			Modell 2	3	100%				Modell 2	8	100%
			Modell 3	2	67%				Modell 3	8	100%
143	Aubing	7	Modell 1	4	57%	255	Bischofshofen	3	Modell 1	0	0%
			Modell 2	6	86%				Modell 2	0	0%
			Modell 3	6	86%				Modell 3	0	0%
147	Wehringen	8	Modell 1	5	63%	256	Saalfelden	5	Modell 1	0	0%
			Modell 2	6	75%				Modell 2	1	20%
			Modell 3	5	63%				Modell 3	4	80%
148	Schwabmünchen	3	Modell 1	3	100%	302	Brixen	5	Modell 1	0	0%
			Modell 2	3	100%				Modell 2	1	20%
			Modell 3	3	100%				Modell 3	0	0%
150	Steinebach	5	Modell 1	5	100%	304	Latsch	16	Modell 1	1	6%
			Modell 2	5	100%				Modell 2	2	13%
			Modell 3	5	100%				Modell 3	2	13%
151	Aschheim	3	Modell 1	3	100%	308	Pfatten	4	Modell 1	2	50%
			Modell 2	3	100%				Modell 2	2	50%
			Modell 3	3	100%				Modell 3	2	50%
153	Kirchheim	4	Modell 1	1	25%	310	Sanzeno	3	Modell 1	3	100%
			Modell 2	4	100%				Modell 2	3	100%
			Modell 3	1	25%				Modell 3	3	100%
154	Kleinaitingen	19	Modell 1	8	42%	311	Zambana	6	Modell 1	6	100%
			Modell 2	8	42%				Modell 2	6	100%
			Modell 3	9	47%				Modell 3	6	100%
155	Königsbrunn	1	Modell 1	0	0%						
			Modell 2	1	100%						
			Modell 3	0	0%						

Tabelle 27 Zuordnung der Übereinstimmung der Validierungsdaten der 43 untersuchten Fundorte mit den kalkulierten lokalen Strontiumspannen für lokale Säugetiere der drei Modellvarianten in die Validierungskategorien 1 bis 6.

Modell 1/Kategorie	1	2	3	4	5	6
Datenübereinstimmung	100%	75 – 100%	50 – 75%	25 – 50%	0 – 25%	0%
Fundorte	131, 132, 138, 148, 150, 151, 166, 254, 310, 311	106, 130, 136, 137, 234, 237	101, 116, 127, 140, 143, 147, 167, 212, 221, 308	108, 153, 154, 206	236, 241, 304	115, 125, 155, 203, 230, 240, 243, 255, 256, 302
Anzahl der Fundorte	10	6	10	4	3	10
prozentualer Anteil der Fundorte	23,3%	14,0%	23,3%	9,3%	7,0%	23,3%
Modell 2/Kategorie	1	2	3	4	5	6
Datenübereinstimmung	100%	75 – 100%	50 – 75%	25 – 50%	0 – 25%	0%
Fundorte	125, 127, 130, 131, 132, 136, 138, 140, 148, 150, 151, 153, 155, 166, 167, 212, 230, 234, 236, 241, 254, 310, 311	106, 108, 115, 116, 137, 143, 147, 237	101, 221, 308	154, 203, 206	256, 302, 304	240, 243, 255
Anzahl der Fundorte	23	8	3	3	3	3
prozentualer Anteil der Fundorte	53,5%	18,6%	7,0%	7,0%	7,0%	7,0%
Modell 3/Kategorie	1	2	3	4	5	6
Datenübereinstimmung	100%	75 – 100%	50 – 75%	25 – 50%	0 – 25%	0%
Fundorte	131, 132, 136, 138, 148, 150, 151, 166, 167, 221, 254, 310, 311	108, 116, 127, 130, 137, 143, 234, 237, 256	101, 106, 140, 147, 212, 241, 308	153, 154, 206, 236	115, 240, 304	125, 155, 203, 230, 243, 255, 302
Anzahl der Fundorte	13	9	7	4	3	7
prozentualer Anteil der Fundorte	30,2%	20,9%	16,3%	9,3%	7,0%	16,3%

A 4.2.1 Graphen des Strontiummischungsmodells

Als ein wesentlicher Bestandteil des erstellten Strontiummischungsmodells wurden **Graphen in Form von Punktediagrammen mit Mischungslinien** erstellt. In diese wurden die kalkulierten lokalen $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Spannen der drei Mischungsmodelle eingetragen. Dabei wurden die $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnisse gegen die Strontiumkonzentration aufgetragen, wobei die Konzentrationsachse in logarithmischer Skala eingezeichnet ist, da die Konzentrationsspanne zwischen Atmosphäre und Boden mit einer Größenordnung von mindestens 10^5 zu groß ist, um diese auf einer normal skalierten Achse lesbar einzutragen. In den Graphen sind die gemessenen Strontiumdaten der Umweltproben und deren erweiterte Spannen eingetragen sowie ausgewählte Mischungslinien zwischen diesen, wobei Mischungslinien zwischen den Mittelwerten der Quellen (Trinkwasser, Boden und Vegetation) als durchgängige Linien und Mischungen zwischen den Extremwerten der Quellen gepunktet dargestellt sind. Auch die archäologischen Daten wurden in den Graphen eingetragen, unabhängig davon ob sie in das Validierungsdatensatz aufgenommen wurden oder nicht. Die Graphen dienen der Visualisierung des gesamten Datensatzes, welche bei einer Auswertung einzelner Fundorte helfen und Zusammenhänge zwischen Daten deutlicher machen sollen. Im folgenden Kapitel sind Graphen ausgewählter Fundorte dargestellt. Die Graphen aller modellierten Fundorten sind in Appendix Abbildung 1 bis Appendix Abbildung 49 zu finden.

Die im Modell **mitberechnete Strontiumkonzentrationsspannen** für lokale Säugetiere wurden allein für die Einordnung der Säugetierdaten in die Graphen des Mischungsmodells verwendet (siehe Kapitel IIIA 3). Dieser Strontiumgehalt ist nicht gedacht der tatsächlichen Strontiumkonzentration in einem Säugetierknochen zu entsprechen und ist in keiner Weise auf Einnahmemengen, Knochenumbauraten und sonstige die Strontiumkonzentration in Knochen beeinflussende Faktoren bezogen. Die berechneten Konzentrationen nach Modell 1 betragen dabei minimale Werte von 0,13 bis 1,71 ppm und Maximalwerte von 3,11 bis 9,82 ppm. Für Modell 3 ($\mu \pm 0,001$) wurde die Spanne von Modell 1 verwendet, da sich hier nichts an den Strontiumquellen geändert hat. Durch Einbezug der zusätzlichen Strontiumquelle Boden in Modell 2, wurden hier die maximalen berechneten Strontiumkonzentrationen auf 3,31 bis 12,91 ppm leicht erhöht. Diese Werte sind deutlich niedriger als die tatsächliche Strontiumkonzentra-

tion in Säugetierknochen (50 bis 500 ppm; Kohn et al. 1999), entsprechen jedoch den Erwartungen (vgl. Söllner et al. 2016).

Im Graphen wurden die archäologischen Säugetierdaten nach Spezies getrennt. Diese **speziesspezifische Trennung** wurde einerseits mithilfe unterschiedlicher Markierungstypen sichtbar gemacht. Andererseits wurde eine räumliche Trennung der Säugetierspezies durch eine leichte Abänderung der berechneten mittleren Strontiumkonzentration aller Säugetiere durchgeführt, um bei Überlagerungen die Sichtbarkeit der einzelnen Datenpunkte nicht zu sehr einzuschränken (sie würden sonst alle die gleiche Konzentration besitzen). Dementsprechend wurde jeder Spezies eine andere Strontiumkonzentration zugewiesen (siehe Tabelle 28), wobei diese innerhalb der berechneten Konzentrationsspanne für Säugetiere liegen. Da sich das Menshendatenset an manchen Fundorten aus mehr als 50 Individuen zusammensetzt, wurden diesen insgesamt drei verschiedene Strontiumkonzentrationen zugeordnet. Ab einer Datenanzahl von mehr als 8 Individuen sind die Menshendaten daher im Graphen in zwei bis drei parallel zueinander liegende Gruppen dargestellt. Es ist hierbei wichtig zu verstehen, dass die Strontiumkonzentration der Säugetierdaten nicht gemessen wurde und keine analytische Aussage besitzt. Die Kalkulation der Säugetierkonzentration ist in diesem Fall ein reines Nebenprodukt der modellierten $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Spanne und wurde verwendet, um die Strontiumisotopendatenpunkte optisch passend in den Graphen des Mischungsmodells einzugliedern.

Tabelle 28 Berechnung der speziesspezifischen Strontiumkonzentrationen ausgehend von den minimalen (min) und maximalen (max) Strontiumkonzentrationen ($c(\text{Sr})$), welche nach Modellvariante 1 kalkuliert wurden.

Spezies	zugewiesene Strontiumkonzentration
Schwein	$c(\text{Sr})_{\text{min}} + 1/7 * \Delta c(\text{Sr})_{\text{max-min}}$
Rothirsch	$c(\text{Sr})_{\text{min}} + 2/7 * \Delta c(\text{Sr})_{\text{max-min}}$
Rind	$c(\text{Sr})_{\text{min}} + 3/7 * \Delta c(\text{Sr})_{\text{max-min}}$
Mensch	$c(\text{Sr})_{\text{min}} + x/7 * \Delta c(\text{Sr})_{\text{max-min}}$ mit $x = 4$ bis 6

Im Folgenden sind Beispiele drei solcher Graphen abgebildet, welche für alle drei Modellvarianten (Modell 1 = Kalkulation ohne Boden, Modell 2 = mit Boden, Modell 3 = $\mu \pm 0,001$) dieselbe Übereinstimmung an Validierungsdaten mit den kalkulierten lokalen $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Signaturen erreichen:

Der erste Graph, Abbildung 38, ist ein Beispiel für einen Fundort, an welchem mit Modell 1 eine 100%ige Übereinstimmung mit dem Validierungsdatenset erreicht wurde. Die archäologischen Säugetierdaten von **Fundort 138, Waging**, setzen sich aus drei menschlichen Individuen zusammen, deren $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnisse alle in das rote Viereck der mit Hilfe von Modell 1 kalkulierten Strontiumsignatur liegen. Die $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Signaturen der Modelle 2 und 3 sind weiter gefasst als die Strontiumspanne von Modell 1. Modellvariante 2 umfasst dabei immer die komplette Spanne von Modell 1, weshalb die dem Boden abgewandte Seite des lokalen Vierecks von Modell 2 im Graphen stets hinter den von Modell 1 verschwindet. Außerdem ist die durch Modellvariante 2 berechnete lokale Säugetierspanne bei den meisten der Fundorte, wie auch in diesem Fall, weiter gefasst als es die von Modell 1 ist, wobei weitere $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Signaturen, die in Richtung der Bodenisotopie reichen, miteingeschlossen werden. Modell 3 hingegen ist symmetrisch um den Mittelwert von Modell 1 aufgespannt ($\mu \pm 0,001$), reicht manchmal sogar weiter in Richtung der Bodenisotopie als Modell 2 (siehe Abbildung 39) und umfasst nicht immer die ganze Spanne von Modell 1 (siehe Abbildung 40). Auch kann Modell 3 $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnisse, welche außerhalb des lokalen Dreiecks liegen, annehmen, wie in Fundort 138 sichtbar.

Abbildung 39 zeigt die Modellierungen von **Fundort 101, Aislingen**, an welchem drei Schweinedaten für die Validierung zur Verfügung stehen. Von diesen Säugetierdaten wurde ein Individuum als sehr wahrscheinlich nicht von dem Ort stammend identifiziert, da es außerhalb des lokalen Dreiecks liegt. Durch Ausschluss dieses Individuums wurde die $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Spanne des Validierungsdatensatzes von 0,0037 auf 0,0014 reduziert. Von den beiden innerhalb der Spanne der untersuchten Strontiumquellen liegenden Individuen, besitzt eines ein $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnis, welches mit der modellierten lokalen Strontiumspanne aller drei Modelle übereinstimmt, das zweite Individuum hingegen nicht. An diesem Fundort wird die Übereinstimmung des Validierungsdatensatzes mit der kalkulierten $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Spanne mit 50 % in die Validierungskategorie 3 einzustufen. Das Individuum außerhalb der lokalen Spanne besitzt ein $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnis, welches durch einen erhöhten Beitrag von Bodenstrontium verursacht sein könnte. Da an diesen Fundort die genommene Bodenprobe jedoch eine relativ kleine Strontiumkonzentration besitzt (8,79 ppm), müsste dieser in diesen Fall deutlich über 1 % der GesamtabSORPTIONSMENGE ausgemacht haben, um den Wert des Individuums erklären zu können.

Als Beispiel einer nicht erfolgreichen, gescheiterten Modellierung der $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Signatur lokaler Säugetiere ist **Fundort 255, Bischofshofen**, in Abbildung 40 dargestellt. An diesem Fundort gibt es drei menschliche $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnisse, welche mit den modellierten lokalen Strontiumsignaturen verglichen wurden. Alle drei Individuen besitzen dabei weniger radiogene $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Werte als die lokal gesammelten und analysierten Umweltproben Boden, Vegetation und Grundwasser. Diese $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnisse sind nur durch das Heranziehen des globalen Regenwassers als die wesentliche Strontiumquelle dieser Individuen als lokal prinzipiell mögliche $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Werte zu erklären, was aufgrund der sehr geringen Konzentration von Strontium in dieser Strontiumquelle im Vergleich zu den anderen Quellen jedoch höchst unwahrscheinlich ist. An diesem Fundort scheint daher die Prozedur der Bestimmung der $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnisse lokal möglicher Strontiumquellen nicht passend zu sein oder aber die Selektion der Validierungsdaten ist in diesem Fall durch die vom globalen Regenwasserwert sehr stark abweichenden lokalen Umweltproben anhand des lokalen Dreiecks nicht akkurat. Sowohl die Menschendaten als auch das $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnis der analysierten Holzprobe scheinen unabhängig von der lokal genommenen Grundwasserprobe zu sein. In den meisten Fällen liegt das $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnis der Pflanzen zwischen denen des Grundwassers und des Bodens. Dies ist an diesem Fundort nicht der Fall. Das $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnis der lokalen Vegetation könnte auf eine andere Grundwasserquelle hindeuten, insofern diese ihr Wasser nicht rein aus Regenwasser bezogen hat. Da Grundwasser in dem erstellten Strontiummodell neben der Vegetation die zweite Strontiumhauptquelle für lokale Säugetiere darstellt, ist die richtige Definition der lokalen Grundwassersignatur von großer Wichtigkeit. An einem solchen Fundort sollte demnach nach einer weiteren Grundwasserprobe gesucht werden. Möglicherweise besitzt diese niedrigere $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnisse als die bereits beprobte und spielt im Kontext des Fundortes eine wichtigere Rolle als Strontiumquelle für lokale Lebewesen. Andererseits muss nach einem anderen Grund, wie importierten Wasser- und Nahrungsquellen, für die beobachtete Diskrepanz der Daten gesucht werden. Tatsächlich ist für diesen Fundort die Möglichkeit einer Zuwanderung aller drei Menschen, welche somit ortsfremde Strontiumisotopien tragen würden, durch die Nähe zu dem (prä-) historisch wichtigen Kupferabbaugebiet – der Mitterbergregion – nicht zu vernachlässigen und sogar wahrscheinlich, was an diesem Fundort die Fähigkeit des Mischungsmodells ortsfremde Individuen auffindig zu machen demonstriert. Die breite Spanne der Menschendaten von 0,00278 unterstützt diese These.

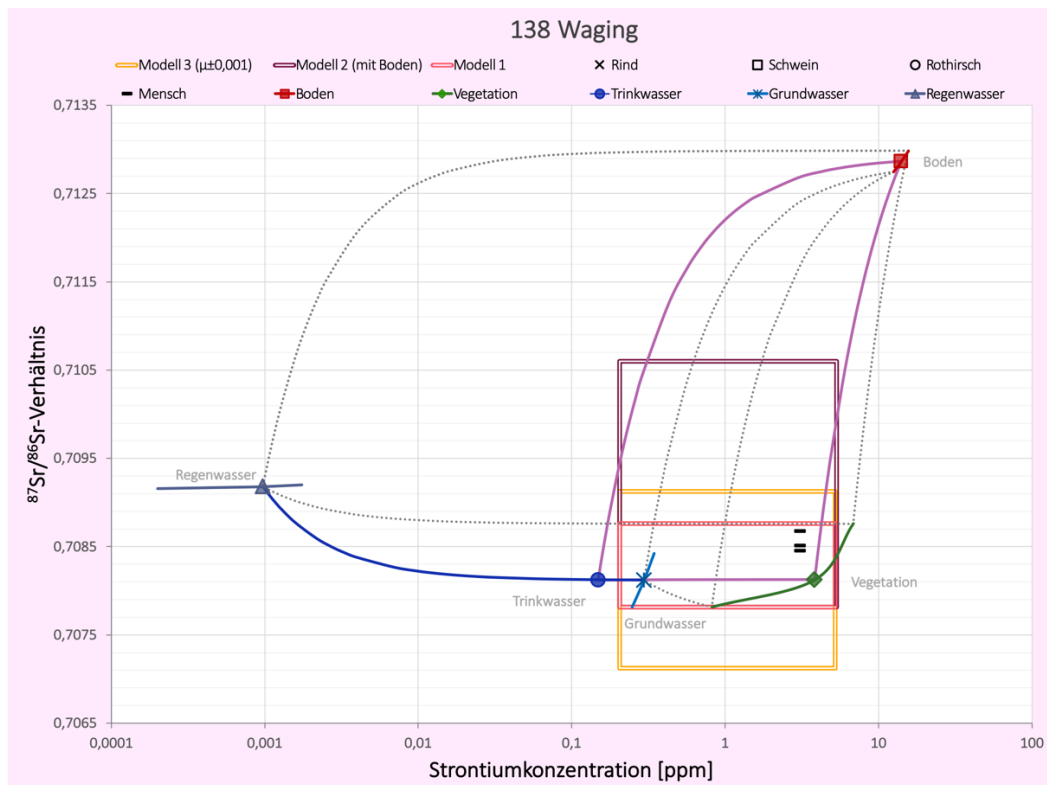


Abbildung 38 Mischungsmodell des Fundortes 138, Waging. An diesem Fundort setzt sich das archäologische Säugetierdatenset aus drei Menschenaten zusammen. Die Signaturen der drei Menschen sind in den kalkulierten lokalen Spannen der drei Mischungsmodellvarianten enthalten. Dieser Fundort kann demzufolge als Beispiel einer exzellenten Modellgenauigkeit mit einer Übereinstimmung von 100 % mit dem Validierungsdatenset angesehen werden. Die lokalen Spannen der drei Modellvarianten sind als farbige Rechtecke eingezeichnet. Die übrigen durchgängigen und gepunkteten Linien stellen Mischungslinien zwischen den vier Strontiumquellen Regenwasser, Grundwasser, Vegetation und Boden dar.

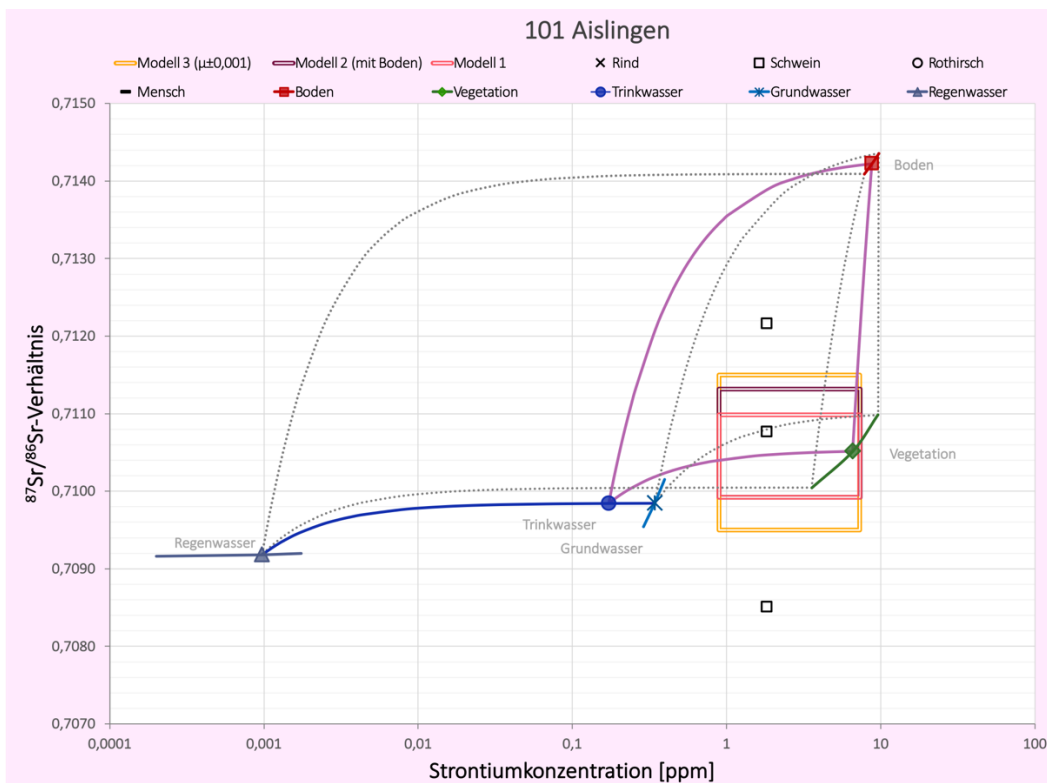


Abbildung 39 Mischungsmodell des Fundortes 101, Aislingen. Die lokalen Spannen der drei Modellvarianten (farbige Rechtecke) enthalten nur eines der drei Schweineindividuen. Die durchgezogenen und gepunkteten Linien stellen Mischungslinien zwischen den vier Strontiumquellen Regenwasser, Grundwasser, Vegetation und Boden dar. Eine der Schweinesignaturen fällt außerhalb des Mischungsbereiches der lokalen Strontiumquellen, was für eine ortsfremde Signatur spricht. Das dritte Schwein liegt zwar innerhalb des lokalen Dreieckes doch besitzt es ein sehr radiogenes Isotopenverhältnis, welches nur durch die Aufnahme von sehr viel Boden als lokal eingestuft werden kann. Die Übereinstimmung mit dem Validierungsdatenset liegt bei 50 %.

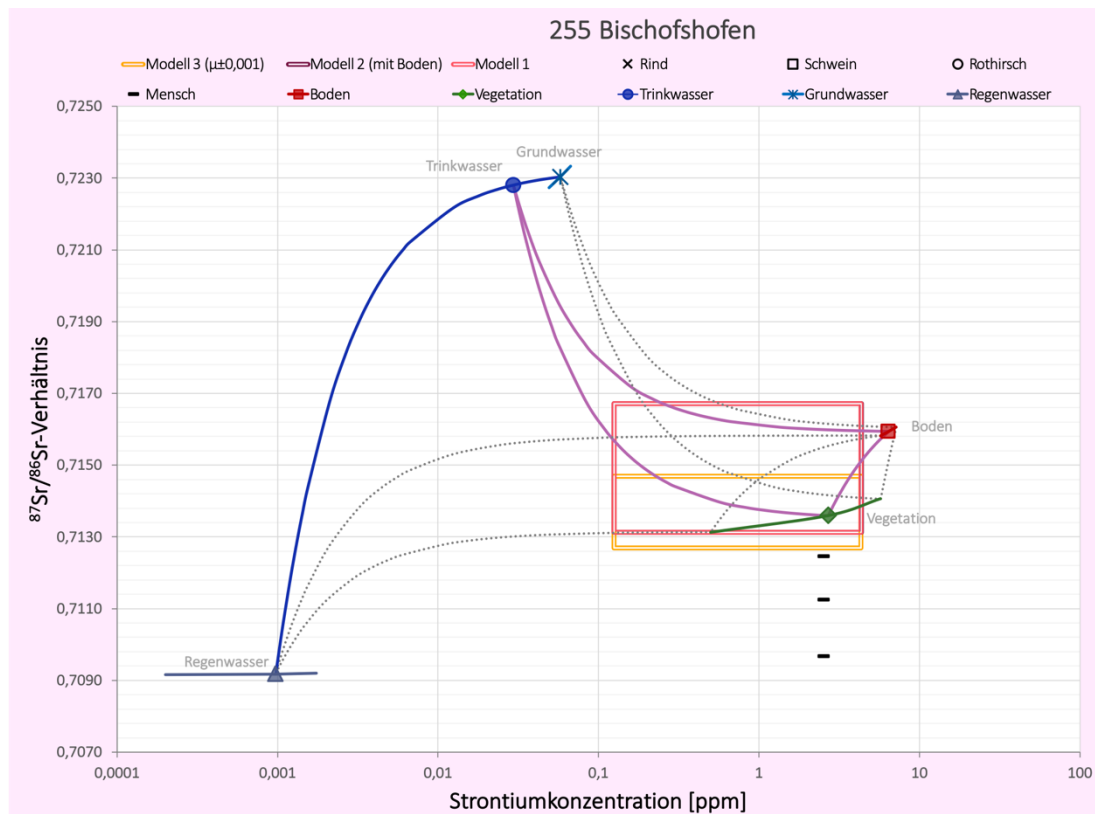


Abbildung 40 Die kalkulierten lokalen Säugetierspannen der drei Modellvarianten (farbige Rechtecke) stimmen an Fundort 255, Bischofshofen, mit keinem der drei Validierungswerte überein. Die drei Menschen weisen $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnisse auf, welche zwar innerhalb des lokalen Dreieckes liegen doch deutlich weniger radiogene Isotopen aufweisen als es die lokal gesammelten Umweltproben tun. Es ist zu vermuten, dass es sich hierbei um zugewanderte Menschen handelt.

A 4.2.2 Erfolg der Strontiummodellvariante 1

Unter Verwendung der Modellvariante 1, welche eine Kombination aller minimalen und maximalen $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnisse, Strontiumkonzentrationen und Beitragsmengen berücksichtigt, konnten insgesamt zehn Fundorte in Kategorie 1, sechs Fundorte in Kategorie 2, weitere zehn Fundorte in Kategorie 3, vier Fundorte in Kategorie 4, drei Fundorte in Kategorie 5 und zehn Fundorte in Kategorie 6 eingeordnet werden. Wie in Abbildung 37 und Tabelle 27 ersichtlich ist, fällt die Genauigkeit der modellierten $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Spannen für lokale Säugetiere im Vergleich zu den anderen Modellvarianten somit am schlechtesten aus. Dabei stimmt in einem Drittel der Fundorte (37,3 %) die kalkulierte lokale Strontiumsignatur sehr gut mit den Validierungsdaten überein, mit einer Deckungsgleichheit von 75 bis 100 % der Validierungsdaten. Für ein weiteres Drittel der untersuchten Ortschaften (32,6 %) wurde eine moderate bis gute Übereinstimmung erreicht, wobei 25 bis 75 % der Datenpunkte in den modellierten Bereich fallen. Das letzte Drittel der kalkulierten $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Spannen (30,3 %) kongruiert leider nur ungenügend bis gar nicht mit den Validierungsdaten der jeweiligen Fundorte, wobei nur ein einziges Individuum mit den Werten des lokalen Bereichs übereinstimmt (drei Fundorte), oder aber überhaupt keine Überlappung zwischen den beiden Wertebereichen besteht (zehn Fundorte, siehe Tabelle 27).

Die kalkulierten $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Spannbreiten liegen meist unter 0,002, mit einem Median von 0,001. Das erste Quartil nimmt einen Wert von 0,0009 ein und das dritte Quartil einen Wert von 0,0012. Die kleinste Spanne besitzt Fundort 166 mit 0,0008 und die zwei höchsten Spannen und die einzigen Spannen die größer sind als 0,002 nehmen die Fundorte 236 und 255 ein, mit Wertespannen von 0,0026 und 0,0036. Somit liegt die Spanne der kalkulierten lokalen Strontiumsignatur in einem Großteil der Fundorte unter der erwarteten Variabilität archäologischer Säugetiere (0,002).

Dies könnte eine potenzielle Erklärung für die nicht ganz zufriedenstellende **Übereinstimmung** mit dem Validierungsdatenset darstellen. Da es sich bei dem Validierungsset um Strontiumsignaturen von Säugetieren handelt, deren Werte innerhalb des lokalen Dreiecks fallen, wird erwartet, dass es sich bei diesen größtenteils um lokale Individuen handelt. Insgesamt fallen jedoch lediglich 55 % der Validierungsdaten innerhalb der modellierten lokalen $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Signatur der Modellvariante 1. Hierbei handelt es sich um 55 % der Rinder, 57 % der Schweine, 52 % der Rothirsche und 54 % der Menschen. Inwiefern eine Erweiterung bzw. Anpassung der lokalen Säugetierspanne mit Hilfe der anderen beiden untersuchten Modellvarianten zu plausibleren Strontiumsignaturen führen können, wird im Folgenden beschrieben.

A 4.2.3 Modellvariante 2 (mit Bodeneinbezug)

Vergleicht man die Übereinstimmungsrate des Validierungsdatensets mit den modellierten Säugetierspannen der Modellvarianten 1 und 2, so erhält man eine signifikant größere Übereinstimmung bei der Nutzung der zweiten Modellvariante (Kruskal-Wallis-Test mit korrigiertem $p = 0,005$). Durch Erweiterung der mit Hilfe von Modell 1 berechneten $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Spannen unter Einbezug von bis zu 1 % Bodenstrontium in der gesamten oral aufgenommenen und absorbierten Strontiummenge, kommt es in 23 der 43 Fundorte (53%) zu einer größeren Übereinstimmung der berechneten lokalen Spanne mit den gemessenen $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnissen der archäologischen Vergleichsproben. Da die erste Modellberechnung bereits 10 Fundorte mit einer exzellenten Übereinstimmung von 100 % der Daten mit der kalkulierten Strontiumsignatur aufweist und an diesen Fundorten die lokale Spanne somit nicht noch besser an die Validierungsdaten angepasst werden kann, betrifft die durch das Heranziehen von Boden als eigenständige Strontiumquelle erhaltene Optimierung somit 69,7 % (23/33) der Fundorte, deren Übereinstimmung noch nicht bei 100 % lag. Dabei werden 6 bis 100 % der Validierungsdaten mehr integriert, der Mittelwert liegt bei 44 %. In 21 der Fälle kommt es zu einer Einstufung in eine bessere Validierungskategorie (Fundorte 108, 115, 116, 125, 127, 130, 136, 140, 143, 147, 153, 155, 167, 203, 212, 230, 234, 236, 241, 256 und 302). Nur an zwei Fundorten ist die Erweiterung der lokalen $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Spannen nicht groß genug, um eine Änderung in der Kategorie zu verursachen (Fundorte 137 und 304). Wie in Abbildung 41 und Abbildung 42 zu sehen ist, handelt es sich bei den nicht enthaltenen Individuen jedoch um Menschendaten, welche durchaus als ortsfremd eingestuft werden können und somit nicht in die kalkulierte Spanne fallen sollten. Im Falle von Fundort 137, Unterhaching, liegt die Signatur des nicht eingeschlossenen Individuums sehr weit von den $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Werten der anderen Säugetierdaten entfernt und müsste mehr Bodenstrontium enthalte als es die lokal geborgenen Rinder, Rothirsche und Schweine tun. Daher erscheint es plausibler zu sein, dass es sich bei diesem einen Individuum um eine ortsfremde Person handelt. Vergleichbar mit Fundort 255 (Bischofshofen) liegen die meisten Individuen des reinen Menschendatensets von Fundort 304, Latsch, zwar innerhalb des lokalen Dreiecks, doch außerhalb der Spanne der lokal gesammelten Umweltproben und somit auch außerhalb des kalkulierten lokalen Bereichs. Die weite Spanne der Daten weist auch hier auf eine hohe Mobilität der Menschen hin, wodurch dieses Datenset als Validierung nicht geeignet zu sein scheint. Diese beiden Fundorte zeigen deutlich, wie wichtig es ist die Bewertung der Modellgenauigkeit zusätzlich fundortspezifisch mit Hilfe der erstellten Graphen zu überprüfen, um so gegebenenfalls nicht lokale Individuen des Validierungsdatensets ausfindig zu machen.

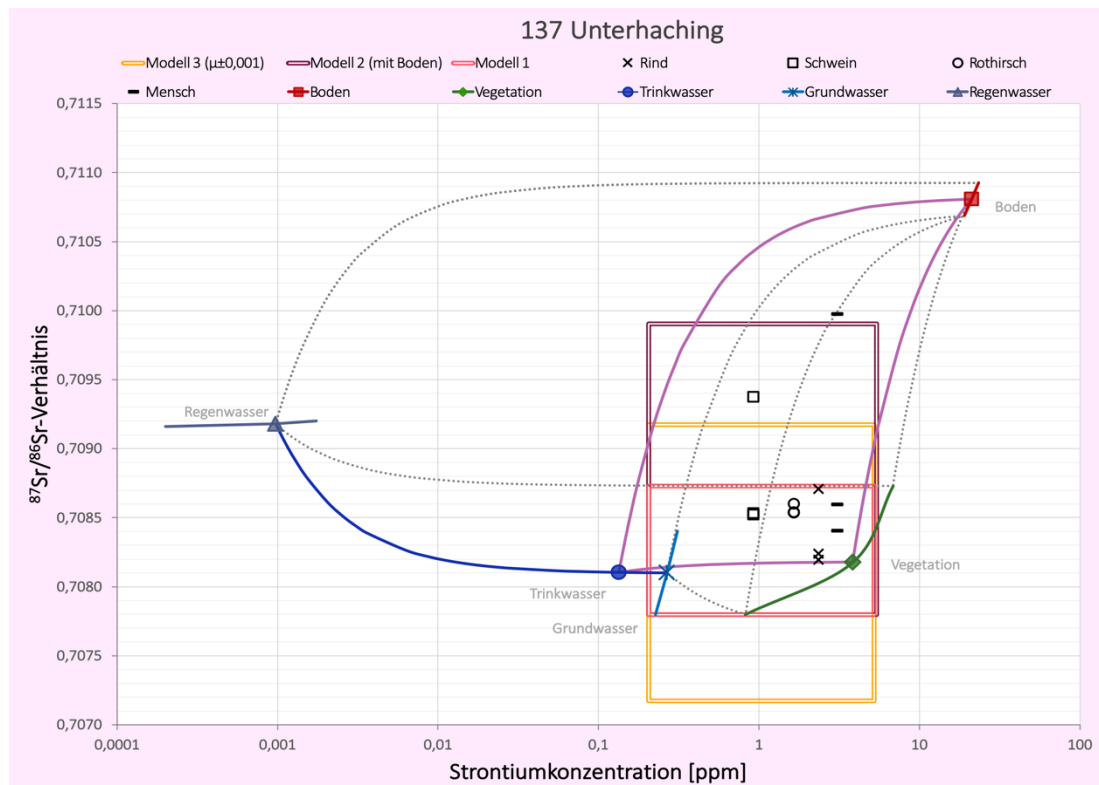


Abbildung 41 Mischungsmodell des Fundortes 137, Unterhaching. Die lokale Spanne der Modellvariante 2 fasst hier lediglich ein Schweineindividuum mehr ein, als es Modellvarianten 1 und 3 tun. Die in Richtung der Bodensignatur liegende Isotopie des dritten Menschen weicht hierbei sichtbar von den $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnissen der anderen Säugetiere ab und kann daher, obwohl sie noch innerhalb des lokalen Dreiecks liegt, als ortsfremd eingestuft werden.

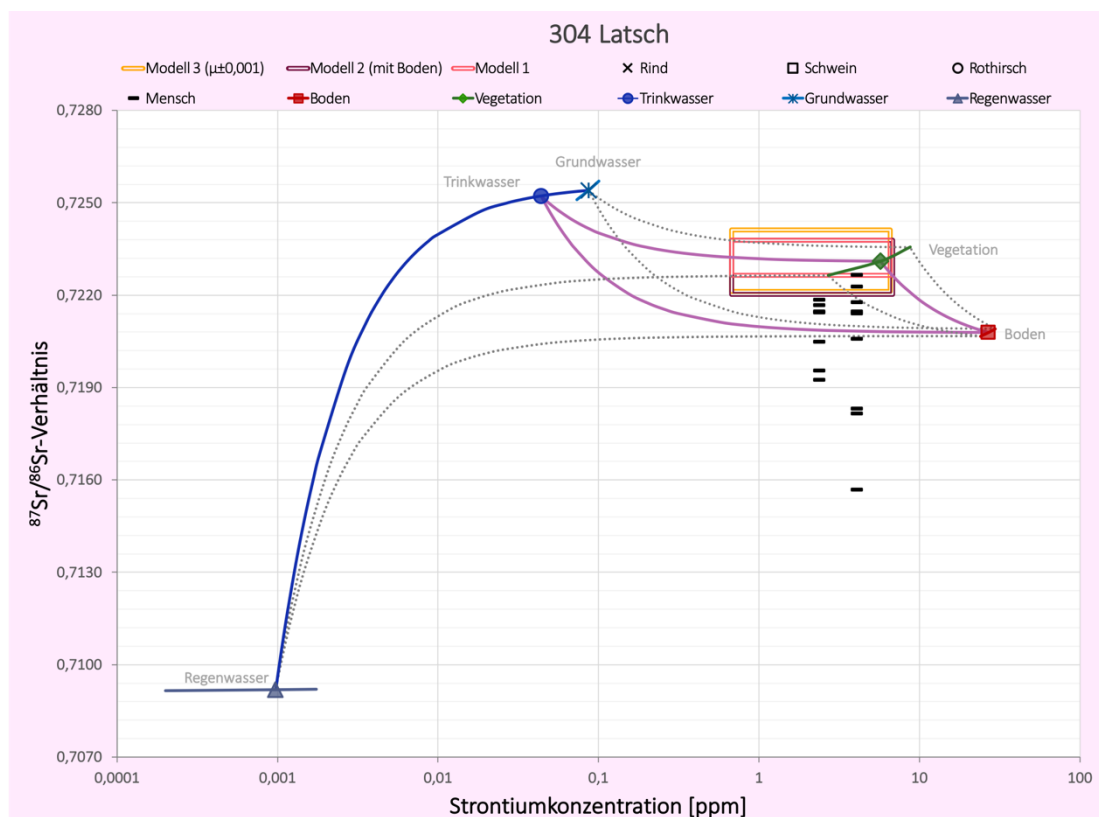


Abbildung 42 Mischungsmodell des inneralpinen Fundortes 304, Latsch. An diesem Fundort setzen sich die archäologischen Vergleichsdaten aus einem reinen Menshendatenset zusammen. Die $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Variabilität innerhalb der Menschen ist an diesem Fundort sehr hoch (0,007). Ein Großteil der Menshendaten befindet sich zudem nicht innerhalb des Bereiches der lokal gesammelten Umweltproben. Die modellierten Spannen fassen lediglich maximal 2 der 16 Individuen ein. Abgesehen von diesen scheint es sich bei den Daten um Individuen zu handeln, welche mit großer Sicherheit ortsfremdes Strontium absorbiert haben.

Insgesamt wurde eine **signifikante Verbesserung** in der Häufigkeit der Validierungskategorien in Richtung der besseren Kategorien erzielt, mit 23 Fundorten in Kategorie 1, acht Fundorten in Kategorie 2, und jeweils drei Fundorten in den Kategorien 3, 4, 5 und 6 (siehe Tabelle 27). Somit kongruieren 74 % des Validierungsdatensets mit den kalkulierten $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Signaturen. Im Gegensatz zu Modell 1 ist hierbei eine Verschiebung innerhalb der Spezies zu beobachten. Mit einem Einschluss von 68 % der Menschendaten, werden diese am seltensten in die lokalen Strontiumspannen eingefasst, was aufgrund der selektiven Auswahl des anthropologischen Materials erwartet wurde. Auch die Rindersignaturen werden seltener in die Vorhersage eingefasst als die der anderen übrigen Tierspezies, wobei insgesamt 74 % der Daten innerhalb der kalkulierten Spannen liegen. Dies könnte ein Hinweis auf eine Almwirtschaft von Rindern in prähistorischen Zeiten sein. Rothirsch- und Schweinedaten weisen hingegen mit 84 und 86 % die größte Deckungsgleichheit mit der nach Modell 2 kalkulierten Spanne auf.

Mit einer mittleren Erweiterung der $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Spannen um 0,00098, liegt die mittlere **Spannweite** der kalkulierten $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Signatur lokaler Säugetiere nach Modell 2 bei 0,0021. Dabei kommt es an 13 Fundorten zu keiner Änderung der modellierten lokalen $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Signatur (Fundorte 112, 131, 148, 149, 150, 151, 154, 166, 215, 240, 255, 310 und 311). Dies ist verursacht durch die Lage der $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Spanne des Bodens im Umweltprobenviereck. Entspricht die Bodenisotopie in etwa der Signatur der lokalen Vegetation oder liegt dessen $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Wert zwischen Vegetation und Grundwasser, so beinhaltet die nach Modell 1 kalkulierte Spanne bereits die Strontiumsignatur des Bodens. Selbst ein hypothetischer Beitrag von 100 % Boden zum Strontium der Säugetiere würde dessen $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnis dementsprechend nicht ändern. In diesen Fällen tritt demnach keine Erweiterung der lokalen $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Spanne unter Einbezug von 1 % Bodenstrontium auf.

Auf der anderen Seite kann es an Fundorten, an welchen die Bodenisotopie sehr weit von den Werten der Vegetation und des Grundwassers entfernt liegt und Boden womöglich sogar eine überdurchschnittlich hohe Strontiumkonzentration besitzt, zu einer deutlichen Vergrößerung der lokalen $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Spanne kommen. Die größte an solchen Fundorten beobachtete Erweiterung der modellierten Spanne liegt bei 0,0045. Diese liegt an Fundort 236, Wiesing, vor. An diesem Fundort wurde selbst mit Modell 1 eine sehr hohe Spannbreite berechnet. Unter Verwendung von Modell 2 wurde die Spanne auf die maximal beobachtete Gesamtspanne von 0,0071 angehoben. Durch diese Änderung werden mit Modell 2 100 % der Validierungsdaten in die kalkulierte $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Spanne eingefasst, in Modell 1 waren es lediglich 17 % (siehe Abbildung 43). Diese sehr weitgefasste lokale Strontiumspanne ist jedoch eine Ausnahme. Das obere Quartil der mit Modell 2 kalkulierten lokalen $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Spannen liegt bei 0,0027.

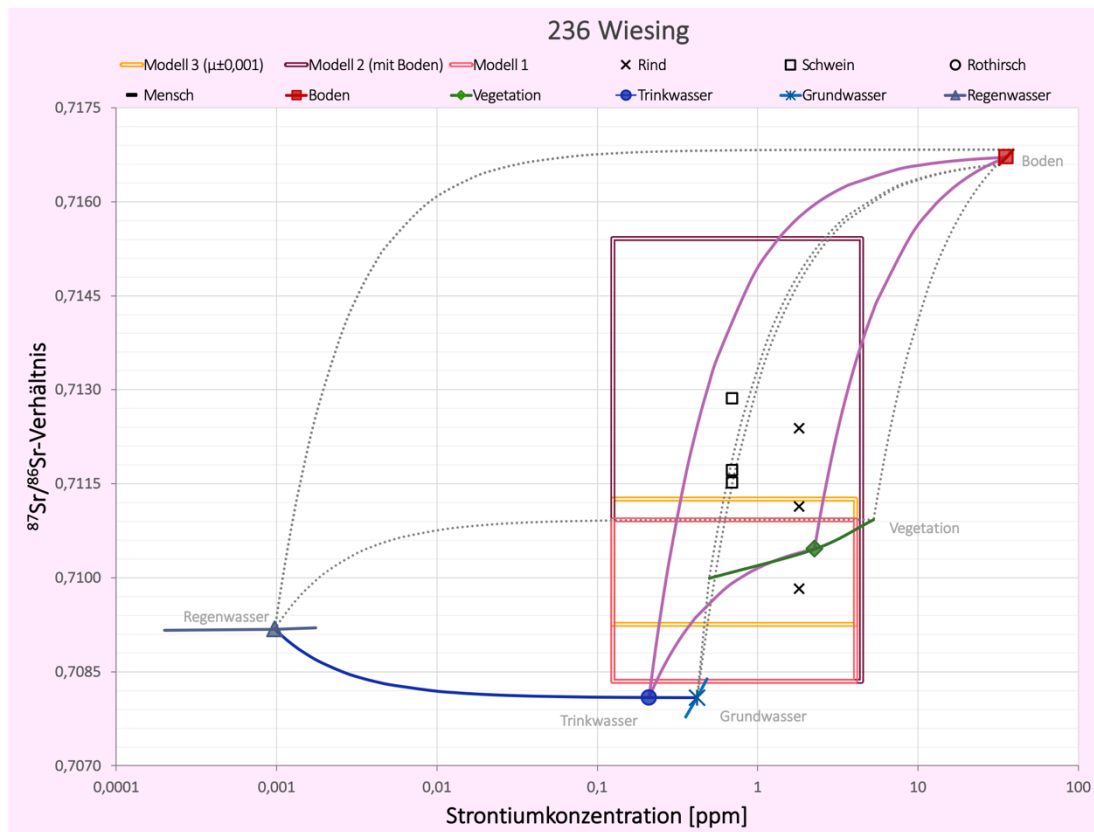


Abbildung 43 Mischungsmodell des Fundortes 236, Wiesing. Dieser Fundort weist die höchste mit Modellvariante 2 kalkulierte lokale $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Spanne auf. Wie die Validierungsdaten jedoch zeigen, ist die Erweiterung der lokalen Strontiumsignatur in Richtung der Strontiumisotopie des Bodens an diesem Fundort notwendig, um die Signaturen der archäozoologischen Proben einzufassen. Nur unter Einbezug von Boden als Strontiumquelle kann hier eine plausible Spanne für archäo(zoo)logische Säugetiersignaturen erstellt werden.

Fundort 236, Wiesing, ist somit ein gutes Beispiel für die **Notwendigkeit der Vergrößerung** der lokalen Säugetierspanne in Richtung der Bodensignatur. Durch den Einbezug von Boden als Strontiumquelle der Säugetiere wird hier eine Inklusion aller lokal erscheinender archäologischer Säugetierwerte erreicht und somit eine Verbesserung der Datenübereinstimmung um 83 % erzielt.

Doch nicht an allen Fundorten umfasst die mit Modellvariante 2 kalkulierte Spanne mehr Validierungsdaten als die Spanne der Modellvariante 1, obwohl sie an 70 % der Fundorte eine weiter gefasste Spanne aufweist. An folgenden Fundorten wurde keine Besserung durch die Erweiterung der lokalen Strontiumsignatur erzielt: 101, 106, 132, 138, 206, 221, 237, 243, 254 und 308 (siehe Abbildung 44 und Abbildung 45). An diesen zehn Fundorten (23,3 %) führt Modell 2 demnach zu einer **unnötigen Erweiterung** der lokalen $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Spanne mit Werten von 0,00012 bis 0,00184 (Fundorte 221 und 138), insofern die wenigen archäologischen Säugetierdaten Aufschluss auf die lokale Variabilität geben können. An drei dieser Fundorte werden 100 % der Validierungsdaten miteingefasst, eine kleinere $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Spanne hätte jedoch ausgereicht (Fundorte 132, 138 (siehe Abbildung 38) und 254). Die restlichen sieben Fundorte besitzen Individuen, deren $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnisse zwar innerhalb des lokalen Dreiecks liegen, jedoch weniger radiogene Strontiumisotopen besitzen als die lokal gesammelten und analysierten Umweltproben Boden, Vegetation und Grundwasser. Die $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnisse der nicht integrierten Individuen können im Falle der Fundorte 106, 206, 221, 237, 243 und 308 nur mit Regenwasser als Hauptquelle als lokal eingestuft werden. Dies ist, wie bereits in den Fällen der Fundorte 255 und 304 erwähnt, aufgrund der sehr geringen Strontiumkonzentration von Regenwasser jedoch unwahrscheinlich. An zwei weiteren Fundorten sind Individuen vorhanden, deren Isotopen nur durch Boden als Strontiumhauptquelle verursacht werden könnten (Fundorte 101 und 308; siehe Abbildung 39 und Abbildung

45). Dies ist ebenfalls unrealistisch, insbesondere da es sich bei dem Individuum aus Fundort 308 um einen Menschen handelt, in welchen ein eher niedrigerer Anteil an Bodenstrontium im Organismus erwartet wird. Hinzu kommt, dass zwei der sieben Fundorte eine $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Spanne in ihren Validierungsdatensets aufweisen, welche größer ist als 0,002 (Fundorte 206 und 308). Dies alles deutet darauf hin, dass die nicht in die lokale kalkulierte Strontiumspanne fallenden Individuen tatsächlich keine lokalen $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnisse besitzen.

Solch hohe Strontiumspannen innerhalb des Validierungsdatensets konnten auch in neun weiteren Fundorten beobachtet werden (Fundorte 116, 203, 230, 234, 236, 240, 256, 302 und 304). Von diesen insgesamt elf Fundorten fallen sechs (Fundorte 203, 206, 240, 256, 302 und 304) in die Validierungskategorien 4 bis 6 (Übereinstimmung < 50 %), in welche insgesamt lediglich neun Fundorte eingestuft werden. Dies bedeutet, dass 67 % der durch Modell 2 auf den ersten Blick „schlecht“ vorhergesagten Fundorte, auf eine Inhomogenität im Validierungsdatenset zurückzuführen ist. Modellvariante 2 scheint demnach eine **sehr gute Annäherung** an die $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Spanne lokaler Säugetiere zu liefern. Durch den Einbezug von 1 % Bodenstrontium erweitert dieses Modell die lokale $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Signatur an Fundorten, an welchen Modell 1 eine zu enge Spanne kalkuliert, in einem angemessenen Maß – ohne dabei Individuen, deren $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnisse auf ortsfremdes Strontium hinweisen, mitaufzunehmen und somit zu einer unerwünschten „Überanpassung“ der lokalen Spanne zu führen.

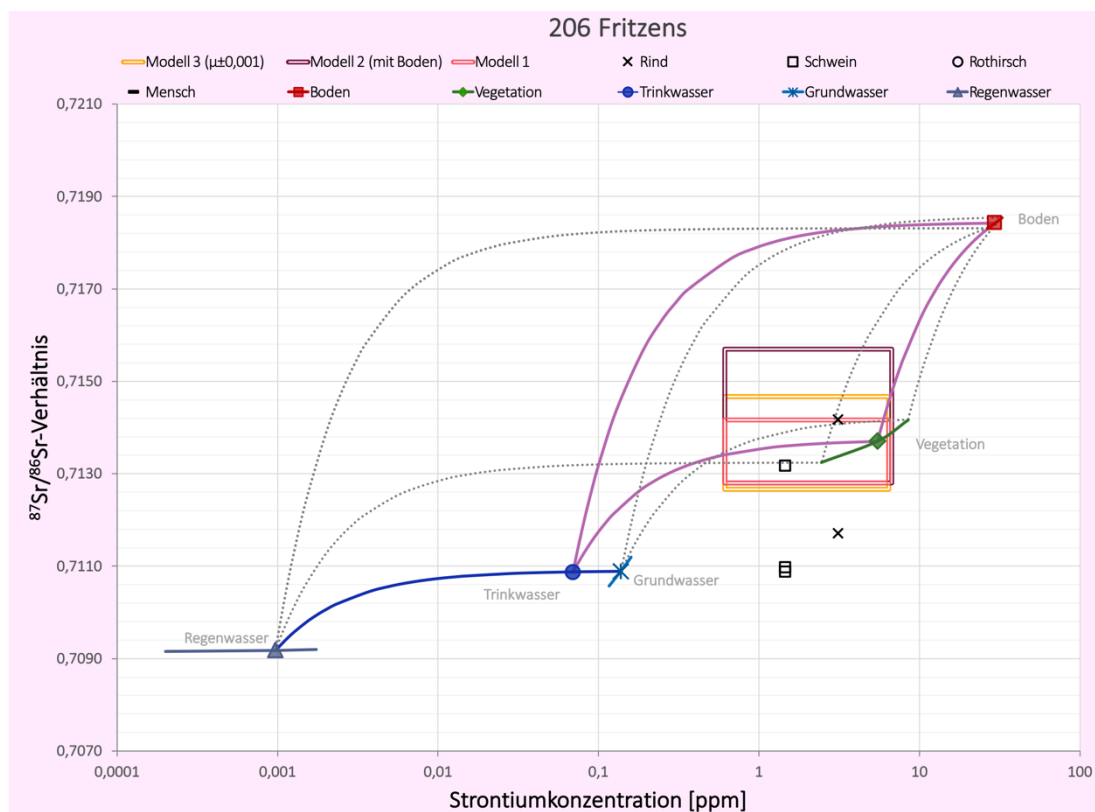


Abbildung 44 Mischungsmodell des Fundortes 206, Fritzens. An diesem Fundort werden lediglich zwei von fünf Tierindividuen in die lokalen modellierten Spannen eingeschlossen. Eine Erweiterung der lokalen $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Signatur durch Modell 2 führt hierbei zu keiner Verbesserung der Übereinstimmung der Säugetierdaten, da die herausfallenden Individuen in der entgegengesetzten Richtung liegen. Die Lokalität dieser Individuen ist daher anzuzweifeln.

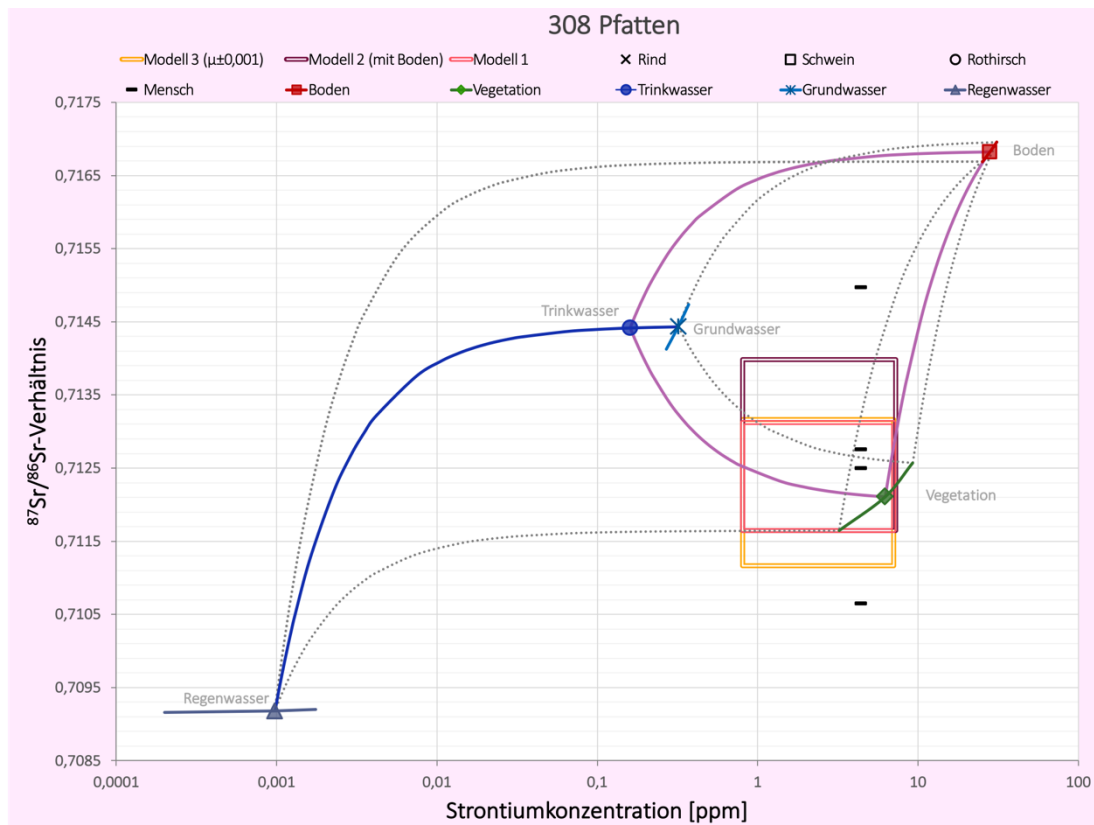


Abbildung 45 Mischungsmodell des Fundortes 308, Pfatten, an welchem 2 von 4 Menschendaten in die kalkulierten lokalen Spannen fallen. Die beiden nicht eingeschlossenen Individuen weisen gegensätzliche $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnisse auf. Hierbei ist ein Datenpunkt radiogener und der andere weniger radiogen als die lokalen Spannen. Diese Werte können lediglich durch sehr viel Bodenstrontium oder Regenwasser erklärt werden. Dies ist jedoch unwahrscheinlich und deren Lokalität daher in Frage zu stellen. Die weite Spanne der Menschendaten von über 0,004 deutet hier viel mehr auf eine hohe Migrationsrate innerhalb der Menschen dieses inneralpinen Fundortes hin.

A 4.2.4 Strontiummodell 3 ($\mu \pm 0,001$)

Modellvariante 3 berücksichtigt lediglich die Mittelwerte der Isotopen und Strontiumkonzentrationen der Quellen bei mittleren Beitragsmengen und verwendet diesen Mittelwert, um mit diesem eine lokale Spanne der Spannweite 0,002 zu erstellen. Die lokale Spanne nach Variante 3 ist somit mit einem Wert von 0,001 symmetrisch um den Mittelwert von Modell 1 gespannt. Im Vergleich zu den Ergebnissen der Modellvariante 1 weisen die Ergebnisse von Modellvariante 3 eine leichte Verbesserung in der Übereinstimmung mit den archäologischen Säugetierdaten auf. Dabei kommt es zu einer leichten, jedoch nicht signifikanten Verschiebung in der Häufigkeit der Validierungskategorien (Kruskal-Wallis-Test mit korrigiertem $p = 0,883$). Da die lokalen Spannbreiten in Modell 1 meistens unter 0,002 liegen, mit Ausnahme der Fundorte 236 und 255, ist der durch Modell 3 berechnete $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Bereich in 95,3 % der Fundorte mit Validierungsdaten weiter gefasst als der durch Modellvariante 1 kalkulierte Bereich. Daher ist die Wahrscheinlichkeit, dass Validierungsdatenpunkte, die zuvor außerhalb der lokalen Spanne lagen, nun in die kalkulierte lokale Strontiumsignatur aufgenommen werden, erhöht. Tatsächlich kommt es durch die Verwendung der Modell 3 an 15 Fundorten zu einer **verbesserten Übereinstimmung** der Validierungsdatenpunkte mit der berechneten lokalen Spanne im **Vergleich zu Modell 1**. Dabei werden im Mittel 24 % der Daten mehr eingefasst, mit einer minimalen Verbesserung von 5 % und einer beobachteten maximalen Verbesserung von 80 %. Eine Einstufung in eine bessere Validierungskategorie liegt an zwölf Fundorten vor. Dabei tritt an sieben Fundorten eine Verbesserung um eine Validierungsstufe ein. An vier Fundorten verbesserte sich die Einstufung um zwei Validierungsstufen und an einem Fundort (256) um vier Stufen (siehe Tabelle 27).

Durch Anwendung von Modell 3 kommt es jedoch nicht nur zu einer Verbesserung der Vorhersagegenauigkeit im Vergleich zu Modellvariante 1, sondern an zwei Fundorten auch zu einer **Verschlechterung**. Dabei kommt es an Fundort 106, Berching-Pollanten, zu einer Übereinstimmung des Validierungsdatensets mit der berechneten lokalen Spanne von minus 25 % Unterschied im Vergleich zu der prozentualen Datenübereinstimmung von Modellvariante 1 und somit auch zu einer schlechteren Einstufung in die Validierungskategorien von einer Stufe (siehe Abbildung 46). Auch an Fundort 234 werden weniger Validierungsdaten von dem lokalen $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Bereich eingefasst, wobei es in diesem Fall nur 11 % der Datenpunkte weniger sind (1 Datenpunkt) und es zu keinem Unterschied in der Kategorisierung bei der Validierung kommt. Dennoch besitzen diese beiden Fundorte in Modellvariante 1 eine kleiner berechnete $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Spanne als Modellvariante 3. Die Säugetierdatenpunkte, welche in Modellvariante 3 nicht miteingeschlossen werden, besitzen weniger radiogene $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnisse, welche durch einen hohen Beitrag an Trinkwasser mit einer hohen Strontiumkonzentration durchaus plausibel erklärt werden können und durch die in Modell 1 berücksichtigten Variationen der $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Werte und Strontiumkonzentrationen sowie die verschiedenen berücksichtigten Beitragsmengen der Strontiumquellen mit in den lokalen $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Wertebereich eingeschlossen werden.

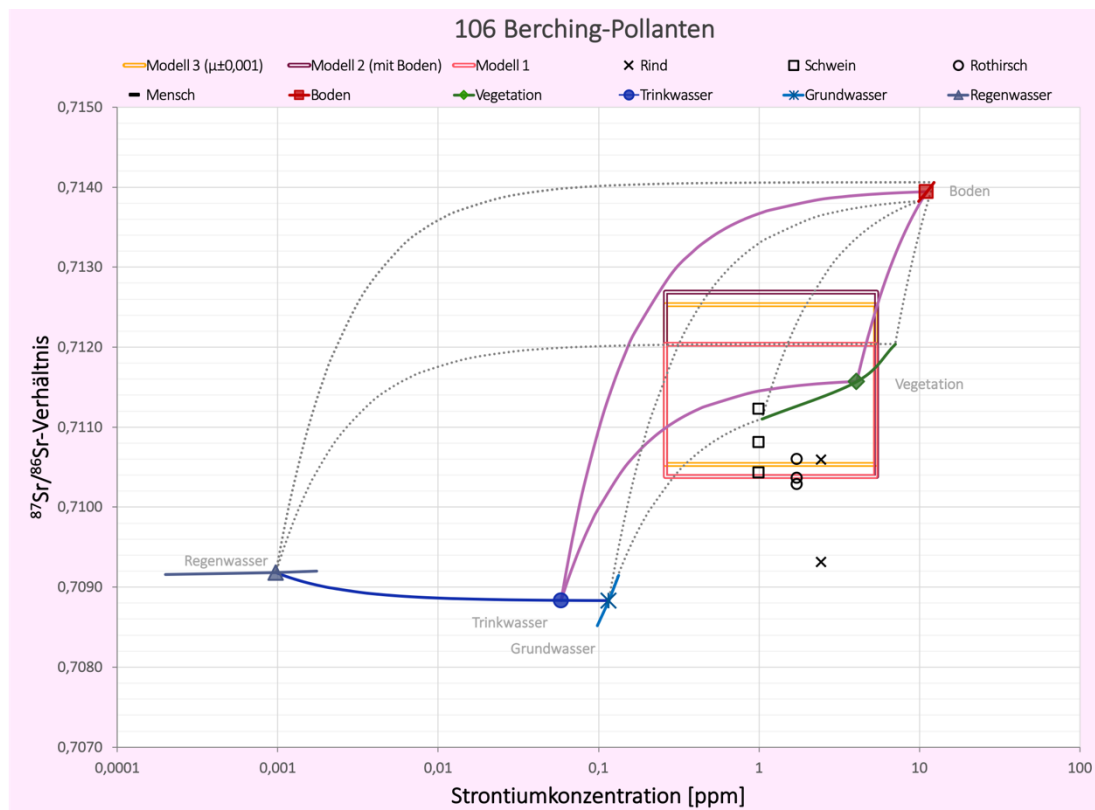


Abbildung 46 Fundort 106, Berching-Pollanten, ist ein Beispiel für eine akkuratere Modellierung der lokalen Strontiumsäugetierspanne anhand der Mischungsmodellvariante 1 (und 2) statt der Modellvariante 3. Durch die konzentrationengewichtete Berechnung aller möglichen Zusammensetzungen der minimalen und maximalen Strontiumkonzentrationen, -isotopen und Beitragsmengen kommt es an diesem Fundort zu einer Verschiebung der lokalen Spanne in Richtung des Grundwasserwertes. Modellvariante 3, welche lediglich mit Mittelwerten rechnet und das Ergebnis um $\pm 0,001$ erweitert, erzielt hier eine weniger erfolgreiche Übereinstimmung mit den archäologischen Tierdaten.

Modellvariante 2 wurde als Erweiterung der Modellvariante 1 eingeführt, da den Modellüberlegungen eindeutig zu entnehmen ist, dass Boden eine signifikante Strontiumquelle von Säugetieren darstellt und die kalkulierte lokale Spanne daher durchaus in die Richtung der $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Signatur des lokalen Bodens erweitert werden sollte. Im **Vergleich zu Modell 2** schneiden die Ergebnisse von Modell 3 im Mittel schlechter ab. Zwar kann, wie im Vergleich mit Modell 1, kein signifikanter Unterschied zwischen der Verteilung der Validierungskategorien der beiden Modellvarianten nachgewiesen werden (Kruskal-Wallis-Test mit korrigiertem $p = 0,101$), doch umfasst Modell 2 an insgesamt 18 Fundorten (42 %) mehr Validierungsdaten, als die nach Modell 3 kalkulierte lokale Strontiumspanne (Fundorte 106, 115, 116, 125, 127, 130, 137, 140, 147, 153, 155, 203, 212, 230, 234, 236, 241 und 302; siehe Abbildung 46 und Abbildung 47). Lediglich an fünf Fundorten (12 %) umfasst Modell 3 mehr Validierungsdatenpunkte als der lokale Strontiumbereich der Modellvariante 2 (Fundorte 108, 154, 221, 240 und 256, siehe Abbildung 48). Dabei schließt Modell 3 an Fundorten, an welchen das Modell besser abschneidet, 4 bis 60 % der Validierungsdaten mehr ein (Mittelwert = 24 %). An den Fundorten, an denen es zu einer schlechteren Übereinstimmung kommt, umfasst es hingegen 4 bis 100 % weniger Daten als Modell 2 (Mittelwert = 45 %). Lediglich an drei Fundorten kommt es dadurch zu einer besseren Einstufung der Modellgenauigkeit in die Validierungskategorie. An 16 Fundorten kommt es jedoch zu einer schlechteren Einstufung.

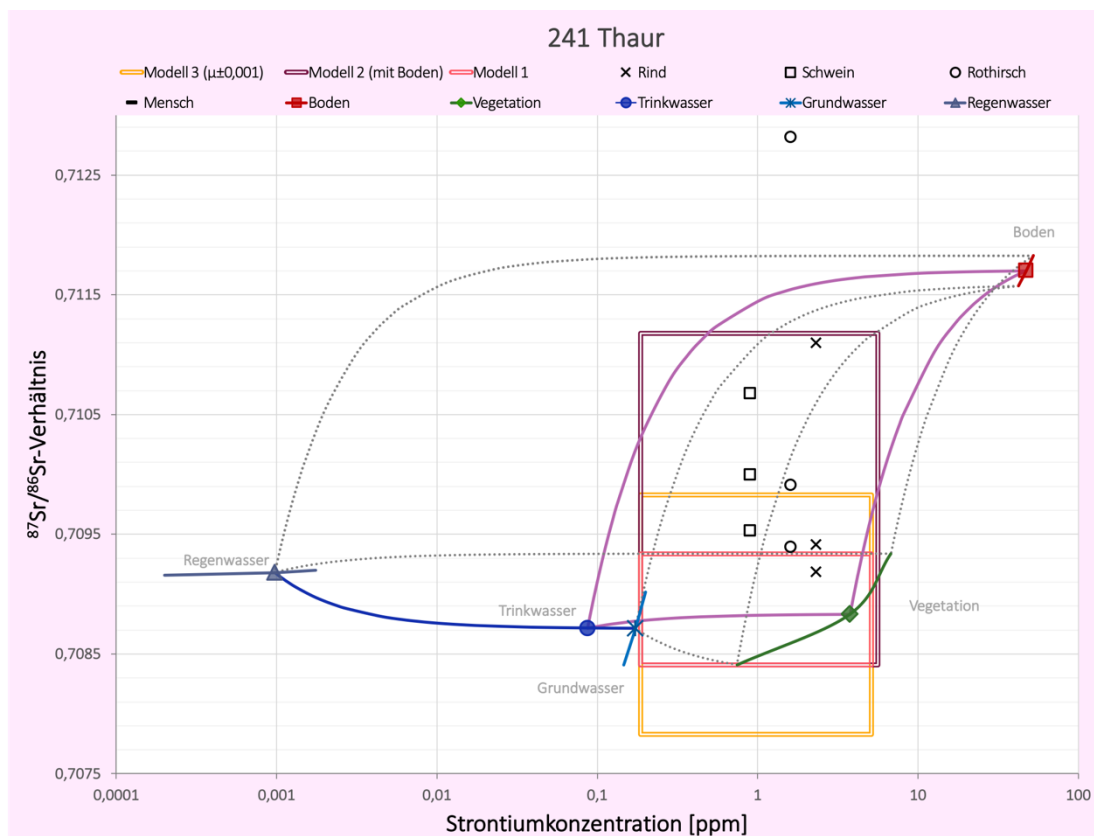


Abbildung 47 Das Mischungsmodell des Fundortes 241, Thaur, zeigt deutlich, dass die Erweiterung der modellierten Säugetiersignatur in Richtung der $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Spanne des lokalen Bodens an manchen Fundorten notwendig ist, um die Werte der lokalen Säugetiere einfassen zu können. Die angewendete Beitragsmenge von 1 % Bodenstrontium ist dabei durchaus ausreichend und führt zu einem Einschluss von 100 % der Validierungsdaten in Modell 2 im Vergleich zu lediglich 12,5 % im Falle von Modell 1. Nur durch eine Gewichtung und den Einbezug der Variabilität der lokalen Strontiumquellen ist die Modellierung jedoch erfolgreich. Die reine Vergrößerung der lokalen Spanne um $\pm 0,001$ führt, wie die Spanne von Modell 3 deutlich zeigt, nicht zu einer fundortspezifischen Lösung.

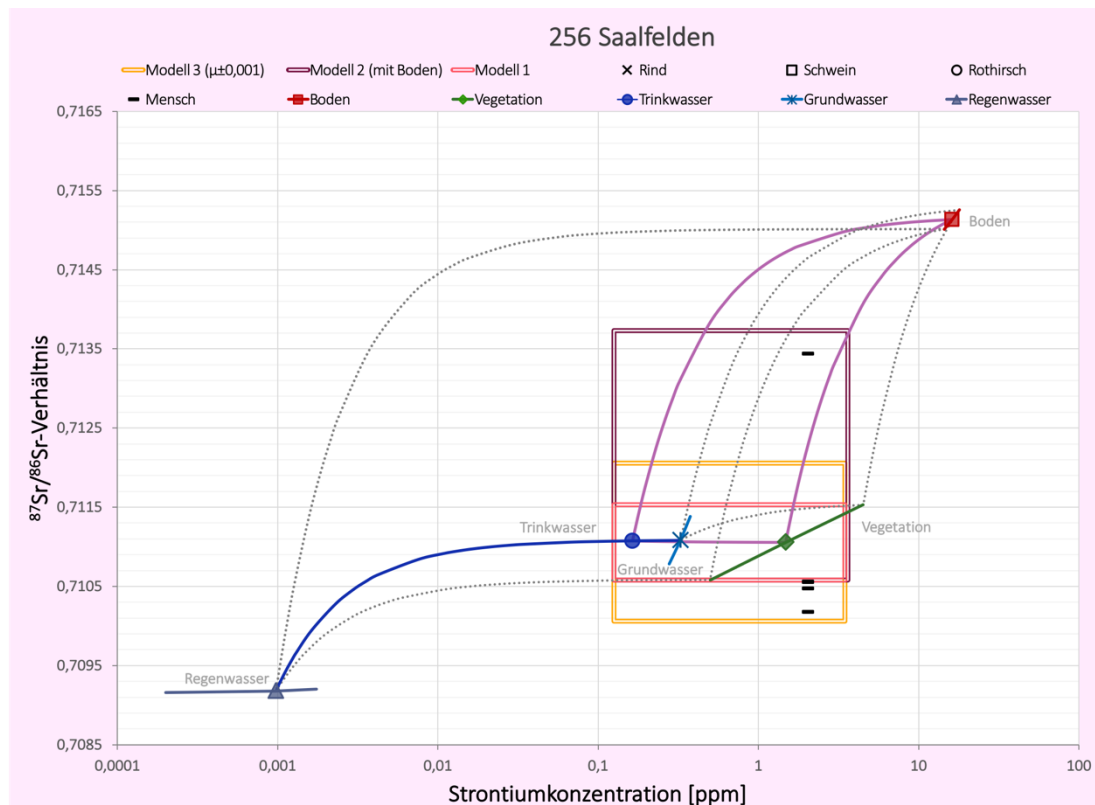


Abbildung 48 Fundort 256, Saalfelden, ist einer von fünf Fundorten, an welchen Modellvariante 3 die größte Übereinstimmung mit dem archäologischen Säugetierdatensatz im Vergleich zu den anderen beiden Varianten erzielt. Das Vergleichsdatensatz setzt sich hier aus vier Menschen zusammen, von welchen drei Individuen $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnisse aufweisen, welche unter die Werte der lokal gesammelten Umweltproben fallen. Das vierte Individuum besitzt hingegen ein deutlich höheres $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnis, welches durch einen Anteil von 1 % Boden am Gesamtstrontium erklärt werden kann und somit in die lokale Spanne von Modell 2 fällt. Die Spanne der Modellvariante 3 umfasst die drei niedrigeren $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Werte, schließt den hohen Wert jedoch aus. Die niedrigeren Isotopen sind allerdings nur durch die Verwendung von Regenwasser als Trinkwasser erklärbar. Welche der beiden Spannen plausibler ist müsste in diesem Fall durch archäologische Hinweise auf Regenwasserauffangmethoden und eventuelle Grabbeigaben und ähnliches geklärt werden.

Modellvariante 2 umfasst an 21 Fundorten (49 %) eine $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Spanne, welche größer als 0,002 ist und somit weiter gefasst ist als der Strontiumbereich von Modell 3. Aber auch an Fundorten, an denen Modell 2 lokale Strontiumsignaturen berechnet deren Spannen kleiner sind als 0,002, stimmen diese besser mit denen der Validierungsdaten übereinstimmen als die der Modellvariante 3 (Fundorte 127, 130, 147 und 155). Eine einfache Erweiterung der Strontiumspanne scheint daher nicht der Grund für den schlechteren Abschluss von Modellvariante 3 darzustellen. Im Gegensatz zu Modell 3 bezieht Modellvariante 2, wie auch Modell 1, die Variabilität der $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnisse und der Strontiumkonzentrationen der Strontiumquellen mit ein und berücksichtigt auch die verschiedenen Zusammensetzungsarten der Quellen. Die negativen Veränderungen im Vergleich zu Modellvariante 2 können daher auf das **weniger an die Lokalität gebundene** Prinzip von Modell 3 zurückgeführt werden.

Diese Unabhängigkeit von den $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Spannen der Umweltproben führt auch dazu, dass der lokale $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Bereich von Modell 3 in 34 der 49 Fundorte (69,4 %) $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Werte beinhaltet, die außerhalb des lokalen Dreiecks liegen, wodurch $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnisse, die eigentlich als nicht lokal definiert wurden, von dieser Modellvariante mit in die lokale $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Spanne gefasst werden. Dabei enthalten 32 der Fundorte weniger radiogene Werte als die untere Grenze des **lokalen Dreiecks** und neun Fundorte radiogenere $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnisse. An sieben Fundorten werden sowohl höhere als auch niedrigere Strontiumsignaturen miteinbezogen. Die lokalen Dreiecke dieser sieben Fundorte besitzen daher $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Spannen, welche kleiner sind als 0,002, wodurch alle Datenpunkte des Validierungsdatensatzes innerhalb der lokalen Spanne fallen (Fundorte 131, [149], 151, 166, 221, 310, 311). Der Einschluss von

$^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Werten, welche außerhalb des lokalen Dreiecks liegen und somit als eindeutig ortsfremd eingestuft werden können, verschlechtert die Spezifität der kalkulierten lokalen $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Spanne und kann dazu führen, dass Individuen die eindeutig ortsfremd sind als einheimisch eingestuft werden. Zwar sieht man diesen negativen Aspekt der Modellvariante 3 nicht an der Verteilung der Häufigkeit der Validierungskategorien, jedoch stellt sie einen wesentlichen Faktor dar, welcher bei der Fähigkeit des Modells möglichst enge und genaue $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Spannen für lokale Säugetiere zu erstellen berücksichtigt werden muss. Selbst bei der kleinen Anzahl an Säugetierdaten, die für die untersuchten Fundorte zur Verfügung stehen, identifiziert Modell 3 an acht Fundorten Säugetierdaten, welche von dem Validierungsdatensatz ausgeschlossen wurden, als von lokalen Individuen stammend (siehe beispielsweise Fundort 221, Abbildung 49). Dabei werden 1 bis 17 Individuen pro Fundort fälschlicherweise mit in die lokale Strontiumspanne aufgenommen.

Alles in allem sind 66 % der Validierungsdaten in der durch Modell 3 kalkulierten lokalen Strontiumsignatur enthalten. Im Gegensatz zu Modell 2 sind dabei menschliche $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnisse mit 68 % am häufigsten eingeschlossen, gefolgt von Rinderdaten mit 65 %, Rothirschdaten mit 64 % und Schweinedaten mit 61 % am seltensten, was nicht den Erwartungen entspricht. Da dieses Modell oftmals auch Werte annimmt, welche außerhalb der durch die Umweltproben erklärbaren Spanne fallen, besitzt diese Modellvariante jedoch eine geringere Fundortspezifität als die anderen beiden Modelle und wird daher **nicht empfohlen**. Insgesamt gesehen kann die mit Hilfe von Modellvariante 2 berechnete Spanne als die genaueste Herangehensweise anzusehen werden, wobei hier Eigenheiten und Charakteristika der einzelnen Fundorte berücksichtigt, lokale erscheinende Individuen eingeschlossen und ortsfremde Werte jedoch ausgeschlossen werden.

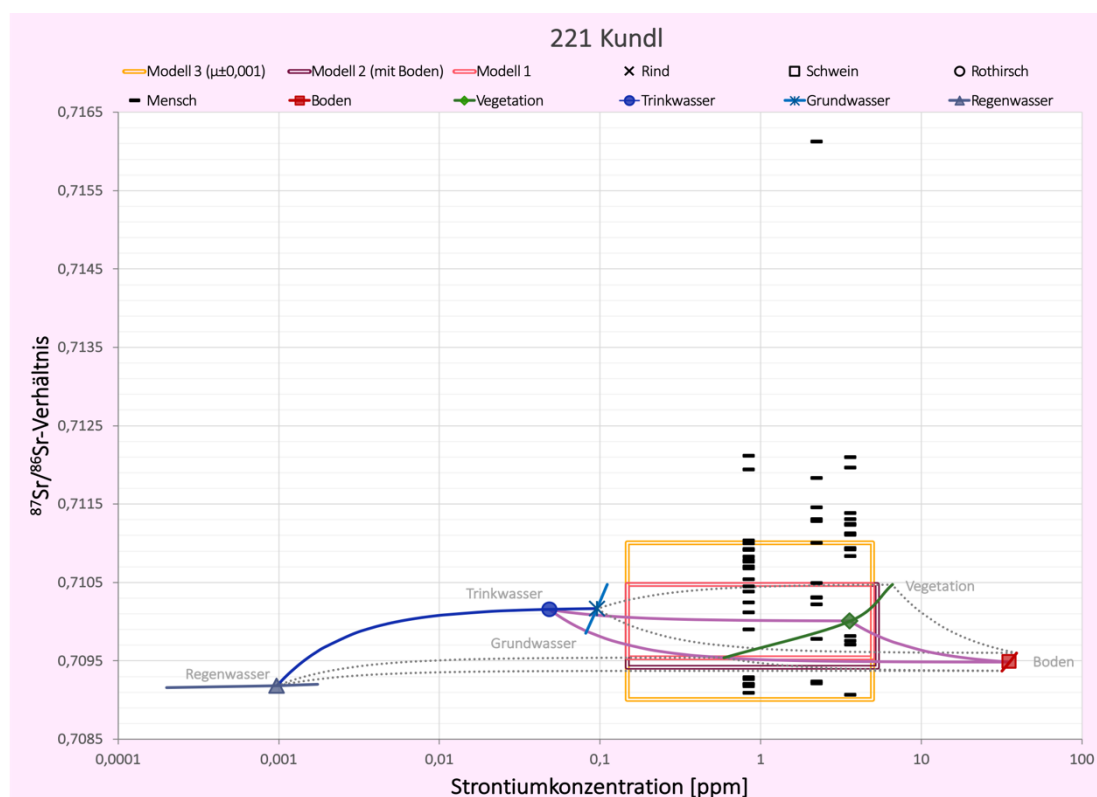


Abbildung 49 Die Umweltproben des Fundortes 221, Kundl, bilden zusammen mit dem Regenwasser ein sehr enges lokales Dreieck. An diesem Fundort ist die Unabhängigkeit der Modellvariante 3 von den lokalen Umweltprobensignaturen zu sehen. Diese umfasst trotz der kleinen lokalen $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Spanne eine Reichweite von 0,002 und nimmt somit auch $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnisse mit auf, welche nach Definition des lokalen Dreiecks als ortsfremd eingestuft werden. An diesem Fundort werden mehrere archäologische Säugetierdaten, welche außerhalb der lokalen Spanne liegen, in die kalkulierte Spanne aufgenommen. Kundl diente zu archäologischen Zeiten höchst wahrscheinlich als eine Art Raststation und Marktplatz, wie es die lokale Topografie, die Anzahl an Artefakten und auch die Isotopensignaturen der Menschendaten belegen (Grupe et al. 2020; Lang 2002). Die weite Spanne der Menschendaten ist an diesem Fundort daher durch die hohe Anzahl an ortsfremden Individuen zu erklären.

B Blei

B 1 Messergebnisse

Im Folgenden sind alle Messergebnisse der Bleiisotopenanalysen und der Konzentrationsbestimmung zusammengetragen und gelistet. Die Auswertung basiert auf den Isotopenverhältnissen $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ und $^{208}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$. Eine Validierung der Daten erfolgte jedoch unter Betrachtung der Messfehler ($2 \cdot \text{SE} [\%]$) aller fünf Isotopenverhältnismessungen, wie in Kapitel IIC 2.2 beschrieben. Messungen, in welchen einer oder mehrere dieser zweifachen Standardfehler in Prozent über den Grenzwerten liegen, wurden als zu unsicher und somit invalide eingestuft und daher nicht in die Auswertung mit einbezogen. In Appendix Tabelle 5 und Appendix Tabelle 6 sind die gesamten Analysedaten der erfolgreichen Bleiisotopenmessungen mitsamt des zweifachen Standardfehlers in Prozent einsehbar. Insgesamt wurden von 47 Fundorten Umweltprobenanalysen durchgeführt.

B 1.1 Wasserproben

Alles in allem wurden Isotopensignaturen und Konzentrationen von 31 Grundwasserproben gemessen. Betrachtet man den zweifachen Standardfehler der Messung in Prozent, so fallen jedoch acht der Messungen in mindestens einer der gemessenen Isotopenverhältnisse aus der zugelassenen Messfehler-spanne. Die Messergebnisse sind in der Appendix Tabelle 7 gelistet. Die Isotopen reichen von 1,148 bis 1,214 im $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ -Verhältnis und von 2,422 bis 2,460 im $^{208}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ -Verhältnis. Die Konzentrationsbestimmung ergab in allen Proben Konzentrationen, welche unterhalb der Bestimmungsgrenze von 0,5 ppb liegen.

Basierend auf den sehr geringen Bleikonzentrationen in den bearbeiteten Wasserproben und der dazu im Vergleich hohen Konzentration in der Luft, wurden die gemessenen Bleiisotopen als **invalide** angesehen und nicht für eine Auswertung und die Modellierung verwendet. Um ein ausreichend starkes Signal für eine erfolgreiche Isotopenmessung zu erhalten, wurden relativ große Mengen (150 mL) der Wasserproben in verhältnismäßig kleinen Gefäßen eingedampft und somit über einen längeren Zeitraum der Umgebungsluft ausgesetzt. Somit wurden die gemessenen Isotopenverhältnisse zu einem unbekannten Grad von dem originalen Isotopensignal hin zu der in der Laborluft vorhandenen atmosphärischen Signatur abgeändert. Um diese Kontamination rückwirkend zu beseitigen wurde eine Eindampfungsreihe erstellt, in welcher variierende bekannte Mengen des Bone Ash Standards SRM 1400 mit 150 mL bidestilliertem Wasser eingedampft wurden. Die Ergebnisse der Eindampfungsreihe sind in Appendix Tabelle 8 einzusehen. Die erstellte Eichkurve ist in Abbildung 50 dargestellt. Dabei wird ersichtlich, dass bereits ab einem Bleigehalt von 200 ng die eingedampften Wasserproben mit dem darin gelösten Standard Isotopenverhältnisse aufweisen, welche von dem Signal des reinen Standards abweichen. Mit abnehmender Bleikonzentration in den Proben nimmt der Einfluss des atmosphärischen Bleis exponentiell zu. Die Isotopiewerte der bleiärmeren Wasserproben nähern sich dabei $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ -Verhältnissen um die 1,158 bis 1,163 und $^{208}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ -Verhältnissen von 2,430 bis 2,453 an. Da die Proben mit keinen zusätzlichen Bleiquellen in Kontakt gekommen sind, kann davon ausgegangen werden, dass dieser Isotopenabdruck dem der Laborluft entspricht.

Um die Höhe des **Eintrags atmosphärischen Bleis** während der 18 stündigen Verdampfungszeit innerhalb des ventilierten Laborabzugs über die Raumlufte zu bestimmen, kann die erstellte Eichkurve herangezogen werden. Betrachtet man das zwischen den beiden Quellen liegende $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ -Verhältnis von 1,165, so wird dieser auf der Eichkurve eine Konzentration von 35 ng zugewiesen. An diesem Punkt liegt eine 1:1 Mischisotopie vor, zu welcher beide Quellen, Standard und Raumlufte, ungefähr gleich viel Blei beitragen, wobei jede der Quellen 35 ng Blei beisteuert (die x-Achse entspricht der Bleikonzentration

aus dem Standard und nicht der Gesamtkonzentration an Blei in der Probe). Die durch die Raumluft eingetragene Bleimenge kann dementsprechend auf circa 35 ng geschätzt werden.

Betrachtet man die Isotopensignaturen der eingedampften Grundwasserproben, so besitzen 19 der 31 Proben $^{208}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ -Verhältnisse, die in den Isotopiebereich der Raumluft fallen. In Bezug auf das $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ -Verhältnis sind es lediglich drei. Eine potenzielle **Ablenkung des originalen Bleiisotopenverhältnisses** in den untersuchten eingedampften Grundwasserproben kann daher nicht ausgeschlossen werden.

Für eine Bemessung des Ausmaßes an atmosphärischem Fremdblei an dem Isotopenverhältnis der eingedampften Grundwasserproben und um eine anschließende **Berechnung des ursprünglichen Isotopenverhältnisses** in den Proben durchzuführen, ist eine erfolgreiche Konzentrationsbestimmung erforderlich. Die Konzentrationsmessungen der eingedampften Wasserproben ergaben allerdings in allen Fällen Konzentrationen, welche unterhalb der Bestimmungsgrenze liegen. Somit sind einerseits keine exakten Werte für Berechnungen vorhanden und andererseits wird mit so kleinen Bleimengen gehandelt, dass der Fehler überproportional groß wird. Eine Annäherung an die wahre Isotopensignatur der Wasserproben ist somit nicht möglich. Da die Wasserproben aufgrund ihrer sehr niedrigen Konzentrationen zudem kaum einen wesentlichen Anteil zu der Bleiisotopie innerhalb eines Säugetieres beigetragen haben können (siehe auch Kapitel IIIB 2), besitzt Wasser kein Potenzial als Referenzwert in der Verwendung von Bleiisotopen an Säugetieren.

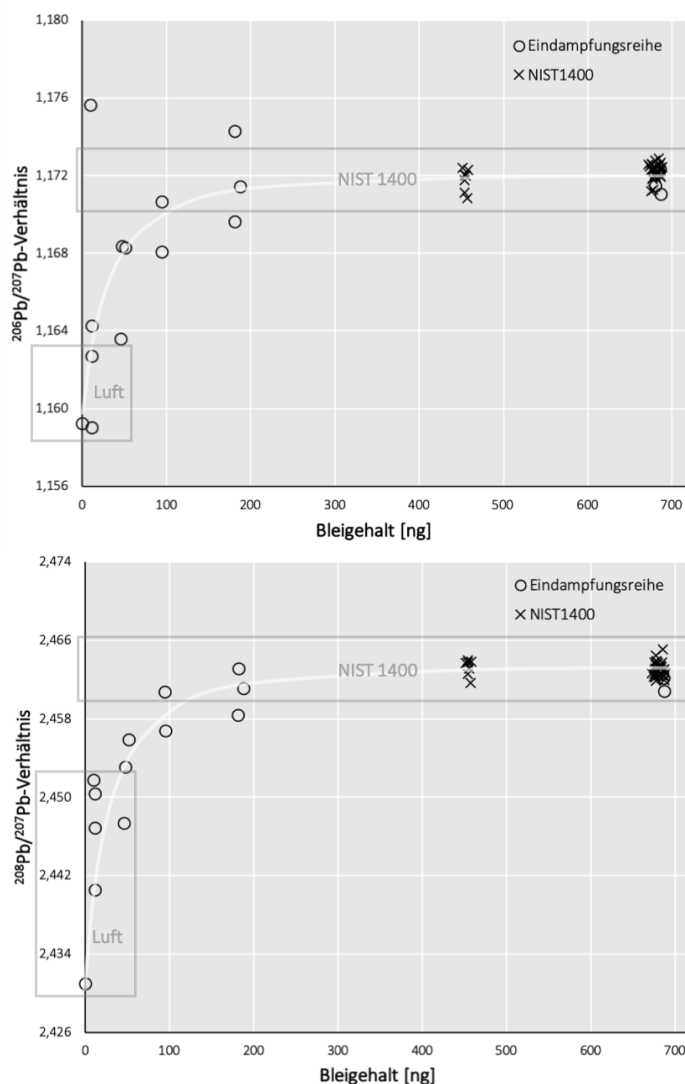


Abbildung 50 Eichkurve für die Rückrechnung der originalen Bleiisotopie in 150 mL eingedampften Wasservolumen über einen Zeitraum von 18 Stunden auf der Heizplatte in 15 mL PTFE-Gefäße innerhalb eines Standard-Laborabzuges. Der angegebene Bleigehalt auf der X-Achse bezieht sich auf die bekannte Bleimenge, die durch die Zugabe des Standards bewusst in die Ausgangslösung vor dem Eindampfen hinzugefügt wurde, und nicht auf den tatsächlichen Gesamtgehalt in den eingedampften Proben.

B 1.2 Boden

Jede der 31 durchgeführten Isotopenmessungen der extrahierten bioverfügbaren Bodenfraktionen war erfolgreich. Es wurden Spannen von 1,172 bis 1,254 innerhalb der $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ -Verhältnisse und Werte von 2,445 bis 2,517 innerhalb der $^{208}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ -Verhältnisse erreicht. Die Konzentrationsbestimmung der 31 Bodenproben ergab Bleigehalte von 3,3 ppm bis zu 111 ppm, wobei der Mittelwert mit 18,7 ppm im unteren Bereich der beobachteten Spanne liegt. Tatsächlich reicht der Interquartilbereich von 10,27 ppm bis 17,6 ppm und lediglich drei Proben weisen Bleikonzentrationen auf, welche über 30 ppm liegen. Bei diesen handelt es sich um die Fundorte 130, 167 und 221. Die Bodenprobe des Fundortes 130 liegt dabei noch unterhalb der 50 ppm Grenze. Diese wird von Pais und Jones (2000) als Obergrenze für natürliche Bleikonzentrationen in Böden angegeben. Alloway (1990) beobachtete hingegen Konzentrationen bis 30 ppm in natürlichen unbelasteten Böden. Wie in Abbildung 51 zu sehen ist, kann die Konzentration der Bodenproben signifikant von der einer Normalverteilung unterschieden werden, mit einem p-Wert von $\leq 0,000$ im Shapiro-Wilk-Test, und ähnelt eher einer exponentiellen Verteilung, wobei Konzentrationen über 30 ppm nur selten auftreten.

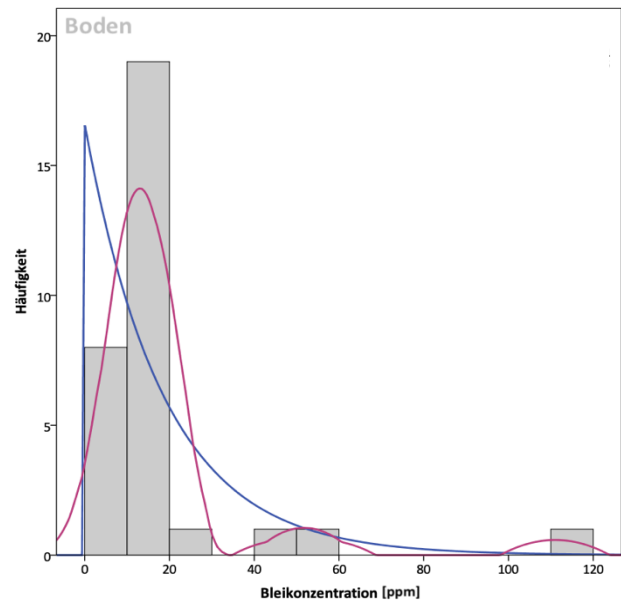


Abbildung 51 Histogramm der gemessenen Bleikonzentrationen der Bodenproben. In altrosa ist die Kernel-Density-Kurve eingezeichnet, in blau die exponentielle Verteilungskurve.

Alle Messergebnisse sind in Tabelle 29 einsehbar.

Untersucht man das Verhalten der Bleikonzentrationen und der untersuchten Isotopenverhältnisse zueinander, so sieht man, dass die Isotopenverhältnisse jeweils signifikant negativ mit der Konzentration korrelieren ($^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$: $r = -0,554$, $p = 0,001$; $^{208}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$: $r = -0,424$, $p = 0,018$). Somit treten hohe $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ - und $^{208}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ -Verhältnisse in bleiarmen Proben auf, in bleireichen Bodenproben sind hingegen niedrigere Isotopenverhältnisse vorzufinden. Zudem scheinen auch die Isotopenverhältnisse miteinander signifikant zu korrelieren und voneinander abhängig zu sein, wobei die Korrelation hier positiv ausfällt ($r = 0,415$, $p = 0,020$). Eine visuelle Veranschaulichung ist in Abbildung 52 gegeben, in welcher die Isotopenverhältnisse gegeneinander aufgetragen und die Bleikonzentration in Form der Größe der Datenpunkte dargestellt ist.

Tabelle 29 Messergebnisse der Bleianalysen der bioverfügbaren Bodenfraktionen. Mit: FKNr = Fundortkennnummer, PKZ = Probenkennzeichnung und SE = Standardfehler der Messung.

Lokalität		Umweltproben						
FKNr	Ortschaft	PKZ	$^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$	1 SE	$^{208}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$	1 SE	Bleikonzentration [ppm]	1 SE
101	Aislingen	101-101	1,197	0,0003	2,470	0,0006	9,6	0,0
105	Bergkirchen	105-101	1,218	0,0003	2,465	0,0006	12,6	0,1
108	Eching	108-101	1,222	0,0003	2,457	0,0006	16,7	0,1
112	Farchant	112-101	1,222	0,0003	2,457	0,0006	18,0	0,2
118	Günzburg	118-101	1,213	0,0003	2,476	0,0006	13,5	0,1
125	Langengeisling	125-101	1,220	0,0003	2,480	0,0006	17,0	0,1
130	Obermenzing	130-101	1,192	0,0003	2,456	0,0006	47,7	0,4
132	Poing	132-101	1,191	0,0003	2,453	0,0006	19,5	0,1
136	Trudering	136-101	1,214	0,0003	2,465	0,0006	18,3	0,2
137	Unterhaching	137-101	1,217	0,0003	2,468	0,0006	14,3	0,0
138	Waging	138-101	1,211	0,0003	2,482	0,0006	12,3	0,1
140	Gernlinden	140-101	1,213	0,0003	2,468	0,0006	16,8	0,2
143	Aubing	143-101	1,213	0,0003	2,465	0,0006	20,9	0,2
147	Wehringen	147-101	1,230	0,0003	2,490	0,0006	9,6	0,2
148	Schwabmünchen	148-101	1,238	0,0003	2,479	0,0006	3,5	0,1
151	Aschheim	151-101	1,232	0,0003	2,470	0,0006	7,1	0,0
153	Kirchheim	153-101	1,254	0,0003	2,476	0,0006	10,9	0,3
154	Kleinaiting	154-103	1,212	0,0003	2,461	0,0006	14,8	0,0
155	Königsbrunn	155-101	1,183	0,0003	2,445	0,0006	18,5	0,2
166	Langweid	166-101	1,223	0,0003	2,476	0,0006	3,3	0,0
167	Kempton	167-101	1,181	0,0003	2,458	0,0006	55,8	0,1
212	Innsbruck Wilten	212-101	1,196	0,0003	2,480	0,0006	14,4	0,2
221	Kundl	223-102	1,172	0,0003	2,455	0,0006	111,0	0,1
234	Vomp	234-102	1,220	0,0003	2,487	0,0006	12,3	0,1
240	Birgitz	240-103	1,218	0,0003	2,517	0,0006	5,0	0,2
243	Kitzbühel	243-101	1,197	0,0003	2,493	0,0006	9,1	0,1
254	Obereching	254-101	1,202	0,0003	2,475	0,0006	12,9	0,1
255	Bischofshofen	255-101	1,227	0,0003	2,514	0,0006	8,2	0,3
256	Saalfelden	256-101	1,183	0,0003	2,470	0,0006	12,2	0,1
304	Latsch	304-103	1,184	0,0003	2,458	0,0006	16,6	0,1
308	Pfatten	308-105	1,185	0,0003	2,476	0,0006	17,2	0,1

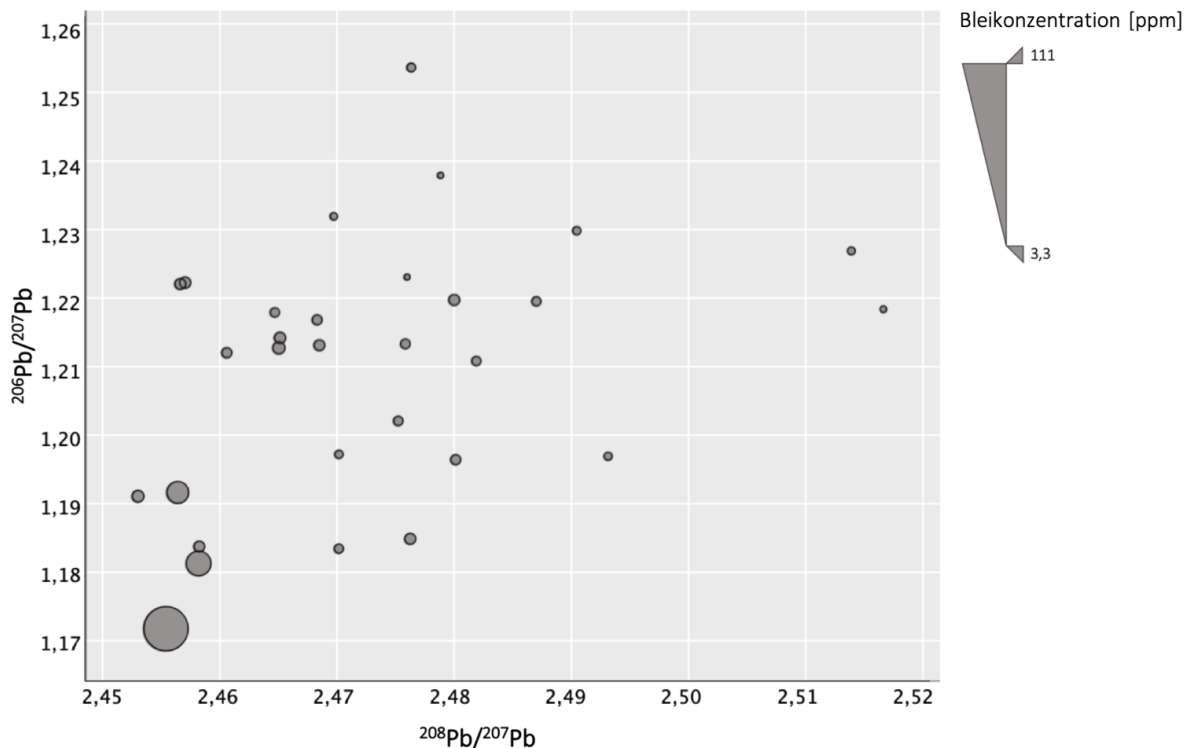


Abbildung 52 Isotopensignaturen der bioverfügbaren Bodenproben. Die bioverfügbare Bleikonzentration der Proben ist in Form der Größe der Datenpunkte angegeben, siehe Skala oben rechts.

B 1.3 Vegetation

Die Messung der Bleiisotopensignaturen der Holzascheprouben erwies sich als etwas anspruchsvoller, als die der Bodenproben, was vermutlich auf die deutlich geringeren Konzentrationen innerhalb des Probenmaterials zurückzuführen ist. So konnten die Isotopen der Holzproben der Fundorte 167 und 255 mit Aschekonzentrationen unter 1 ppm nicht gemessen werden. Andere Messungen konnten nach mehrfacher Wiederholung jedoch erfolgreich durchgeführt werden, sodass an 44 Fundorten valide Isotopenverhältnisse vorliegen. An einem Fundort, 212, wurden zwei verschiedene Proben analysiert. Die $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ -Verhältnisse des gesamten Datensets reichen von 1,168 bis 1,251 und die $^{208}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ -Verhältnisse von 2,439 bis 2,462. Die Isotopenverhältnisse der beiden Proben aus Fundort 212 besitzen eine $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ -Spanne von 0,004 und eine $^{208}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ -Spanne von 0,003.

Die in den Holzproben enthaltenen Bleikonzentrationen wurden von 28 Vegetationsproben aus 27 Fundorten analysiert. Die auf die im Nassholz enthaltene Menge zurückgerechneten Konzentrationen liegen dabei zwischen 6,78 und 277,80 ppb. Der Mittelwert der Bleikonzentrationen nimmt einen Wert von 55,02 ppb ein. Auch hier wurden die beiden Proben aus Fundort 212 analysiert. Diese weisen einen Unterschied von 126,80 ppb auf. Dabei besitzt eine der beiden Proben einen auffällig hohen Bleigehalt. Zusammen mit fünf weiteren Proben (Fundorte 108, 136, 137, 240 und 304) liegt in dieser die Bleikonzentration über 61 ppb. Die Interquartalspanne der gemessenen Konzentrationen in Frischholz liegt bei 12 bis 60 ppb. Im Gegensatz zu der Verteilung der Strontiumkonzentration in Pflanzen ist die Bleikonzentration nicht normalverteilt (Shapiro-Wilk p-Wert $\leq 0,000$). Dies ist auf das Fehlen aktiver Kontrollmechanismen der Bleimenge in Pflanzen zurückzuführen (siehe Einleitung IC 2.3). Die Verteilung der Bleikonzentrationen der Pflanzenproben ist in Abbildung 53 einzusehen.

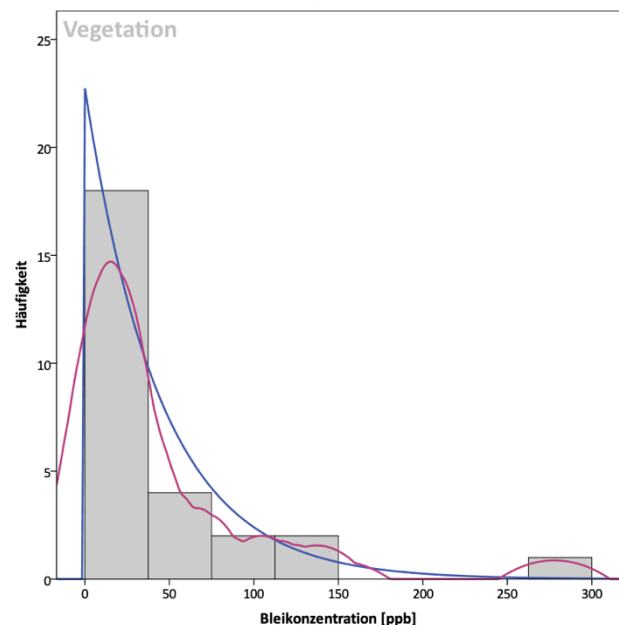


Abbildung 53 Histogramm der in den Holzproben enthaltenen Bleikonzentrationen. In altrosa ist die Kernel-Density-Kurve eingezeichnet, in blau die exponentielle Verteilungskurve.

Alle Analysedaten sind in Tabelle 30 gelistet.

Betrachtet man das Verhalten der gemessenen Werte zueinander, so kann eine signifikante positive Korrelation zwischen den beiden untersuchten Isotopenverhältnissen zueinander und eine signifikant negative Korrelation zwischen dem $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ -Verhältnis und der Bleikonzentration in der Pflanze nachgewiesen werden (siehe Abbildung 54). Die Korrelationskoeffizienten r liegen hierbei bei 0,391 und $-0,561$ mit p-Werten von 0,009 und 0,002. Eine signifikante Korrelation zwischen dem $^{208}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ -Verhältnis und der Bleikonzentration scheint nicht zu bestehen ($p = 0,133$).

Tabelle 30 Isotopen- und Konzentrationsanalysedaten der Holzproben. Die Konzentrationsangaben beziehen sich auf die auf das Nassholz zurückgerechneten Werte. Mit FKNr = Fundortkennnummer, PKZ = Probenkennzeichnung und SE = Standardfehler der Messungen.

Lokalität		Umweltproben						
FKNr	Ortschaft	PKZ	$^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$	1 SE	$^{208}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$	1 SE	Bleikonzentration [ppb]	1 SE
101	Aislingen	101-102	1,192	0,0003	2,453	0,0006	23,7	1,6
105	Bergkirchen	105-102	1,213	0,0003	2,454	0,0006	7,8	0,7
106	Berching-Pollanten	106-106	1,174	0,0003	2,453	0,0006		
108	Eching	108-102	1,183	0,0003	2,454	0,0006	90,0	1,4
112	Farchant	112-103	1,203	0,0003	2,447	0,0006	12,0	0,1
114	Freising	114-102	1,175	0,0003	2,451	0,0006		
115	Griesstetten	115-102	1,181	0,0003	2,452	0,0006		
118	Günzburg	118-104	1,175	0,0003	2,461	0,0006	19,0	1,4
125	Langengeisling	125-102	1,207	0,0003	2,449	0,0006	32,2	0,6
127	Manching	127-102	1,172	0,0003	2,448	0,0006		
130	Obermenzing	130-102	1,176	0,0003	2,441	0,0006	7,7	0,7
131	Pestenacker	131-103	1,176	0,0003	2,453	0,0006		
132	Pöing	132-103	1,225	0,0003	2,455	0,0006	< 6	-
136	Trudering	136-102	1,178	0,0003	2,451	0,0006	277,8	3,7
137	Unterhaching	137-102	1,168	0,0003	2,439	0,0006	97,2	0,7
138	Waging	138-102	1,236	0,0003	2,458	0,0006	13,3	0,4
140	Gernlinden	140-102	1,230	0,0003	2,456	0,0006	6,8	0,3
143	Aubing	143-102	1,251	0,0003	2,452	0,0006	< 6	-
147	Wehringen	147-104	1,188	0,0003	2,456	0,0006	60,6	1,4
148	Schwabmünchen	148-102	1,174	0,0003	2,451	0,0006	55,4	1,6
150	Steinebach	150-104	1,175	0,0003	2,452	0,0006		
151	Aschheim	151-102	1,206	0,0003	2,455	0,0006	7,5	0,5
153	Kirchheim	153-103	1,231	0,0003	2,459	0,0006	< 6	-
154	Kleinaitingen	154-102	1,211	0,0003	2,456	0,0006	9,5	0,6
155	Königsbrunn	155-102	1,212	0,0003	2,455	0,0006	11,0	0,6
166	Langweid	166-102	1,218	0,0003	2,454	0,0006	23,5	1,4
203	Brixlegg	203-104	1,172	0,0003	2,454	0,0006		
206	Fritzens	206-102	1,169	0,0003	2,450	0,0006		
212	Innsbruck Wilten	211-103	1,178	0,0003	2,453	0,0006	54,4	0,6
		212-102	1,174	0,0003	2,456	0,0006	181,2	6,2
215	Innsbruck Kalvarienberg	215-104	1,174	0,0003	2,451	0,0006		
221	Kundl	221-105	1,204	0,0003	2,455	0,0006	30,0	0,4
229	Miemingen	229-102	1,172	0,0003	2,456	0,0006		
230	Pfaffenhofen	230-103	1,183	0,0003	2,462	0,0006		
236	Wiesing	236-103	1,168	0,0003	2,450	0,0006		
237	Ampass	237-103	1,170	0,0003	2,454	0,0006		
240	Birgitz	240-102	1,169	0,0003	2,447	0,0006	147,6	3,0
241	Thaur	241-103	1,176	0,0003	2,452	0,0006		
243	Kitzbühel	243-102	1,178	0,0003	2,458	0,0006	41,5	0,7
254	Obereching	254-102	1,236	0,0003	2,459	0,0006		
256	Saalfelden	256-104	1,186	0,0003	2,457	0,0006	22,4	0,1
302	Brixen	302-104	1,175	0,0003	2,450	0,0006		
304	Latsch	304-105	1,182	0,0003	2,453	0,0006	126,6	4,2
308	Pfatten	308-106	1,220	0,0003	2,456	0,0006	16,9	0,7
310	Sanzeno	310-104	1,174	0,0003	2,451	0,0006		

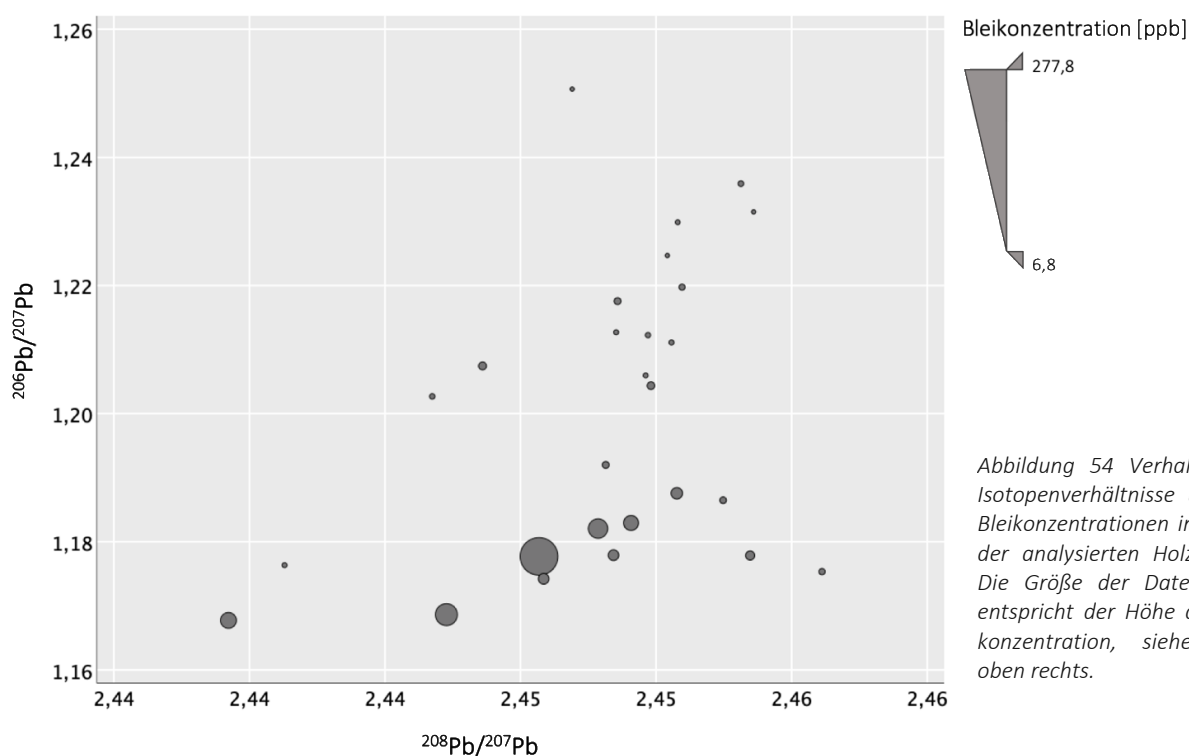


Abbildung 54 Verhalten der Isotopenverhältnisse und der Bleikonzentration innerhalb der analysierten Holzproben. Die Größe der Datenpunkte entspricht der Höhe der Bleikonzentration, siehe Skala oben rechts.

B 2 Zusammenhänge zwischen den Umweltproben

Untersucht man die gemessenen Isotopiesignaturen und Bleikonzentrationen der beiden Umweltmaterialien Boden und Vegetation, so sind keine signifikanten Korrelationen zu erkennen (siehe Tabelle 31). Fundorte mit auffällig hohen Bleikonzentrationen in den Bodenproben stimmen nicht mit Fundorten überein, an welchen hohe Bleikonzentrationen im Pflanzengewebe beobachtet wurden.

Insgesamt gibt es 28 Fundorte, an welchen jeweils Daten zu beiden Materialien vorhanden sind. Innerhalb der $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ -Verhältnisse treten Differenzen von 0,001 und 0,064 zwischen den Umweltmaterialien Boden und Vegetation auf. An 19 der Fundorte (67,9 %) besitzen die Bodenproben ^{206}Pb -reichere Isotopenverhältnisse. Betrachtet man die $^{208}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ -Verhältnisse so fallen in diesen die Bodenproben in 26 der 28 Fälle (92,9 %) höher aus. Die Unterschiede zwischen den Isotopiesignaturen reichen von 0,001 bis 0,069. Die Bleikonzentrationen der Bodenproben sind an allen Fundorten deutlich höher als in den Holzproben, wobei diese bei mehreren ppm liegen, die Konzentrationen in der Vegetation lediglich im ppb-Bereich. Die Differenz zwischen den Proben bezieht sich auf 3,276 bis 110,970 ppm.

Tabelle 31 Ergebnisse der Korrelationsanalyse zwischen den Isotopiesignaturen und der Bleikonzentration der beiden Umweltmaterialien Boden und Vegetation.

		$^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ Boden	$^{208}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ Boden	Konzentration Boden
$^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ Vegetation	Korrelationskoeffizient	0,052	-0,227	0,029
	p-Wert	0,792	0,245	0,882
	n	28	28	28
$^{208}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ Vegetation	Korrelationskoeffizient	-0,071	0,089	-0,110
	p-Wert	0,718	0,653	0,576
	n	28	28	28
Konzentration Vegetation	Korrelationskoeffizient	0,047	0,204	-0,081
	p-Wert	0,815	0,307	0,688
	n	27	27	27

B 3 Vergleich der modernen Referenzproben mit anthropogenen Bleiquellen

Die Anzahl an potenziellen anthropogenen Einflüssen des lokalen und globalen Bleizyklus erschwert die Bestimmung der lokal bioverfügbaren Bleiisotopiesignaturen archäologischer Säugetiere, da moderne Bleikonzentrationen, -isotopien, und -beitragsmengen, nicht ohne Weiteres auf archäologische Zeiten übertragen werden können. Wie in Kapitel IC 2.4 beschrieben sind in heutigen Studien dadurch meist erhöhte Bleikonzentrationen in modernen Menschen- und Tierproben vorzufinden. Hinzu kommt, dass sich die anthropogenen Einflüsse von Ort zu Ort stark unterscheiden können, wodurch rezente Säugetiere einmal einer erhöhten Bleibelastung durch Inhalation ausgesetzt sind, ein andermal einer erhöhten oralen Aufnahme von stark belasteten Bodenpartikeln, oder aber die Gefährdung einer Bleivergiftung durch kontaminiertes Trinkwasser höher ist.

Um eine Einschätzung des Beitrags moderner anthropogener Bleiquellen zu den untersuchten Materialien durchführen zu können, wurden die typischen Bleiisotopiesignaturen archäologischer und rezenter bleihaltiger Umweltverschmutzungen innerhalb des untersuchten Transekts der Ostalpen und des nördlichen Voralpenlandes studiert (siehe Kapitel IIIB 3) und die gemessenen Bleiisotopien der modernen Umweltproben mit diesen in Relation gesetzt.

B 3.1 Boden

Wie in Abbildung 55 sichtbar wird, liegen die $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ -Verhältnisse und $^{208}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ -Verhältnisse der Bodenproben aus **Österreich** und **Italien** jeweils in den Bleiisotopiesignaturen der die Gebiete umgebenden Erzminen. Zwei der österreichischen Proben besitzen dabei leicht erhöhte $^{208}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ -Verhältnisse (Fundorte 240 und 243). Diese stimmen jedoch mit den weniger häufig auftretenden deutlich radiogeneren Isotopenverhältnissen der in den Erzminen vorzufindenden Mineralgemenge überein, welche in der Mitterberg Region beobachtet werden können (Pernicka et al. 2016).

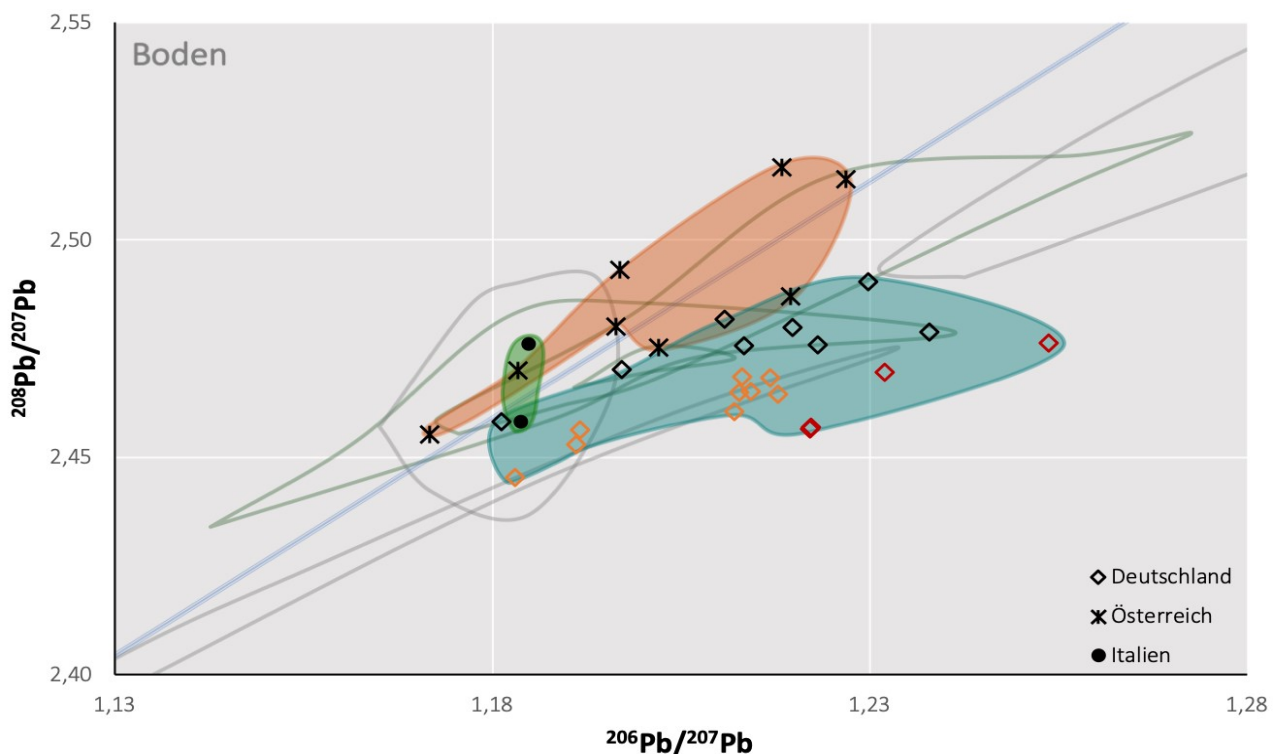


Abbildung 55 Bleiisotopien der untersuchten Bodenproben im Vergleich zu den oben genannten anthropogenen Bleiquellen (graue Linien), den Erzminen (grüne Linien) und der ESLP (durchgezogene blaue Linie). Bodenproben mit auffälligen Bleisignaturen, welche nicht denen der Erzminen entsprechen, wurden orange (vergleichbar mit europäischem Benzinblei) und rot markiert. Um die Verteilung der Bodenproben der verschiedenen Herkunftsländer besser erkennen zu können, wurden unter diese farbige Felder gelegt: Deutschland = türkis, Österreich = orange, Italien = grün.

Die Signaturen der im nördlichen Voralpenland auf **deutschen Grund** gesammelten Bodenproben weichen hingegen stärker von den alpinen Erzminenwerten ab. Lediglich die Isotopenverhältnisse von 29 % der deutschen Bodenproben (6/21) sind mit denen österreichischer und italienischer Erzminen vergleichbar. Zwei der Bodenproben (10 %) besitzen Bleisignaturen, die mit den Bleisignaturen der in deutschen Moorerzen der Donauauen bei Manching vorzufindenden Bleiisotopenverhältnissen übereinstimmen. Bei den beiden nah beieinander liegenden Fundorten handelt es sich um 101 Aislingen, Landkreis Dillingen an der Donau, und 118 Günzburg. Beide Fundorte sind an der Donau gelegen. Bleisignaturen der Bodenproben des Fundortes 127 Manching selbst sind hingegen nicht bekannt, doch werden für alle den Donauauen nahe gelegenen Fundorten vergleichbare Werte erwartet. Diese acht Bodenproben scheinen entsprechend von keinen industriellen Bleiquellen signifikant beeinflusst zu sein. Neun der 21 deutschen Bodenproben (43 %) besitzen jedoch Bleiisotopiesignaturen, die mit denen industrieller Bleiverschmutzung, insbesondere europäischem Benzinblei und Kohleasche, übereinstimmen und unterhalb der ESLP-Linie liegen (Fundorte 105, 130, 132, 136, 137, 140, 143, 154 und 155). Weitere vier Fundorte (108, 112, 151 und 153) besitzen $^{208}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ -Verhältnisse, die zu niedrig sind, um einer der in diesem Gebiet typischen anthropogenen Bleiquelle zugeschrieben werden zu können.

Womöglich handelt es sich hier um normale Werte des lokalen Grundgesteins. Insbesondere da in den untersuchten Böden sowohl höhere als auch niedrigere $^{208}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ - und $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ -Verhältnisse auftreten, als solche, die denen europäischen Benzinbleis und Kohleasche entsprechen, ist es gut möglich, dass es sich bei diesen Proben um durchaus natürlich vorkommende Bleisignaturen handelt.

B 3.2 Vegetation

Betrachtet man die Verteilung der Bleiisotopenverhältnisse der gesammelten Holzproben, welche in Abbildung 56 abgebildet ist, so ist ersichtlich, dass diese im Gegensatz zu den Bodenproben keine deutlichen Unterschiede zwischen den untersuchten Ländern aufweisen. Sie scheinen hingegen alle auf einer **Geraden** zu liegen, welche einen y-Wert von circa dem Mittelwert der $^{208}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ -Verhältnisse von 2,453 entspricht. Dabei nehmen die österreichischen Proben im Schnitt leicht erhöhte $^{208}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ -Werte ein, gefolgt von den italienischen Proben und anschließend den deutschen. Die Proben nehmen im Graphen eine keulenartige Form an, wobei auf der linken Seite ein runderer Bereich zu sehen ist. Während der linke Bereich der Daten auf eine Mischung von anthropogenem Blei aus Erzen, Benzin und Kohle zurückgeführt werden kann, können die Daten des rechten Abschnittes nicht durch diese erklärt werden. Hier weisen die Pflanzenproben $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ -Verhältnisse auf, welche zu hoch sind, um mit den Bleisignaturen der herangezogenen anthropogenen Aerosolquellen übereinzustimmen. Diese Proben müssen ihr Blei demnach aus einer anderen Quelle bezogen haben.

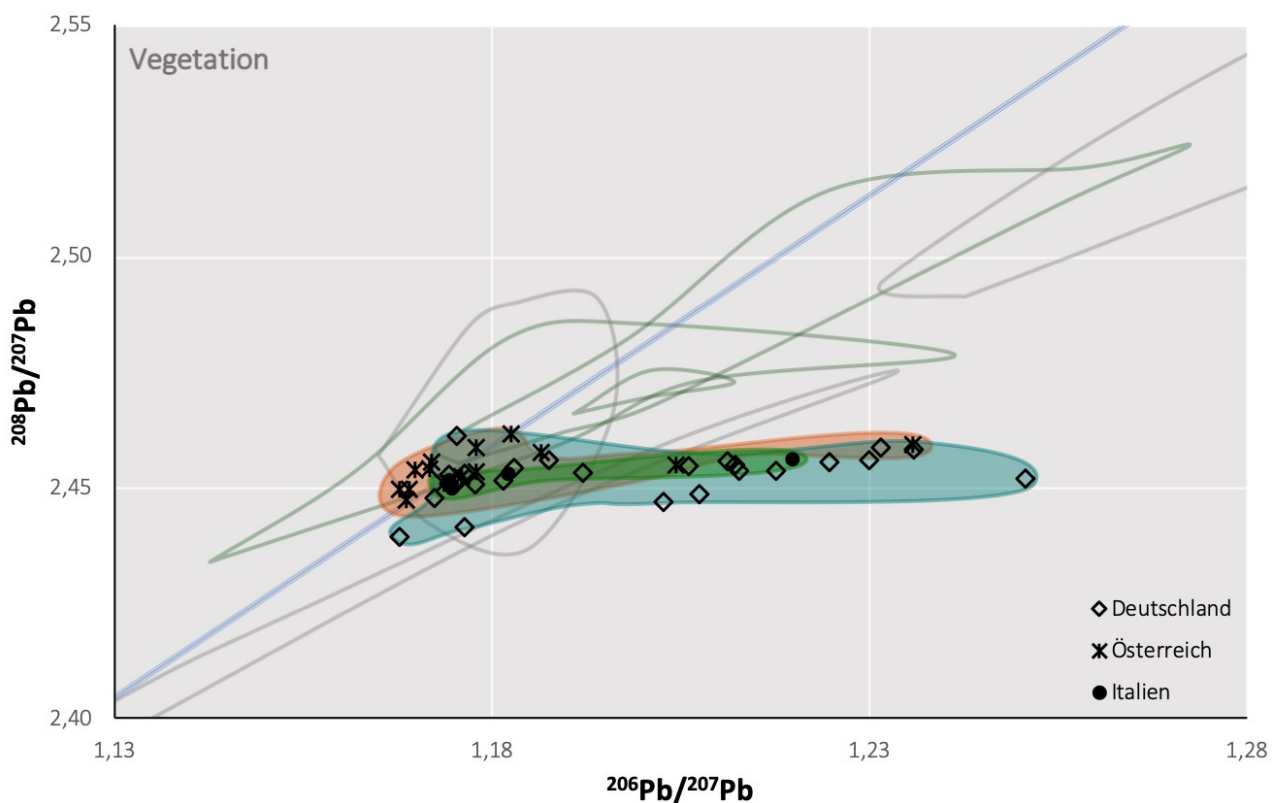


Abbildung 56 Verteilung der Bleisignaturen der pflanzlichen Umweltproben in Relation zu den Verhältnissen anthropogener Bleiquellen (graue Linien) und alpiner Erzminen (grüne Linien) sowie der ESLP-Linie (durchgezogene blaue Linie). Die Verteilung der unterschiedlichen Herkunftsländer wurde in farbigen Feldern hervorgehoben: Deutschland = türkis, Österreich = orange, Italien = grün.

Allgemein lässt sich festhalten, dass die Isotopenverhältnisse der Vegetationsproben und auch deren Verteilung deutlich von der ESLP-Linie abweichen. Sie entsprechen somit nicht den erwarteten anthropogenen Bleisignaturen der Atmosphäre. Um zu überprüfen, ob diese Abweichung durch eine Mischung von Blei aus Boden und Umweltverschmutzung zu erklären ist, wurde ein Vergleich der Bleisignaturen der Pflanzen- und Bodenproben in Relation zu den bekannten anthropogenen Bleiquellen pro Fundort durchgeführt. Hierfür wurde für jeden Fundort ein Graph erstellt und anhand diesem untersucht, ob in Relation der Bleisignatur der Pflanze zu der des Bodens eine **zweite Bleiquelle** ersichtlich wird.

Alle 28 Fundorte wurden in eine von sechs **Kategorien** eingeteilt, wobei sich diese in Bezug auf die zweite potenzielle Quelle unterscheiden:

- Kategorie 1: Großer Einfluss von Blei aus Benzinabgasen und/oder Kohleasche
- Kategorie 2: Erheblicher Beitrag von Blei aus Broken Hill (Benzinabgase)
- Kategorie 3: Pflanzenwert läuft in Richtung der ESLP, potenzielle Bleiquellen sind Kohleasche und Erzminen
- Kategorie 4: Keine eindeutige weitere Quelle erkennbar. Bleisignatur stimmt fast mit der des Bodens überein
- Kategorie 5: Diverse Quellen möglich (Minen, Benzinabgase, Kohleasche usw.)
- Kategorie 6: Bisher unbekannte weitere Quelle(n) notwendig

Die Graphen aller Fundorte sind in Appendix Abbildung 50 bis Appendix Abbildung 75 einsehbar. Je Kategorie ist in Abbildung 57 ein Beispiel zu finden. Die Kategorien der untersuchten Fundorte sind in Tabelle 32 gelistet.

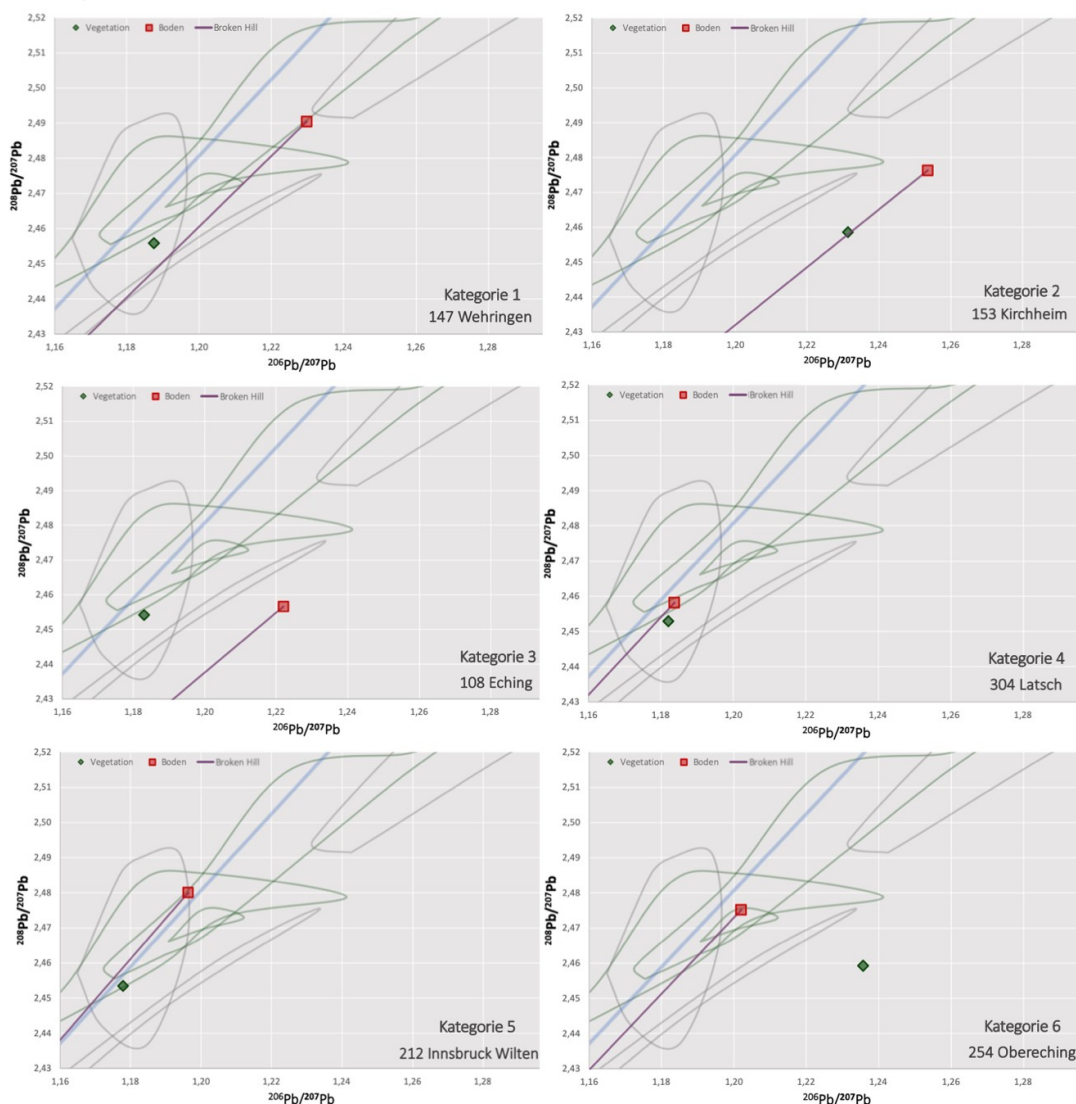


Abbildung 57 Beispiele der sechs Kategorien für mögliche Bleiquellen der Vegetationsproben. Anthropogene Quellen sind als farbige Linien zur Orientierung eingezeichnet (grau = ortsfremd, grün = alpine Erzminen, blau = ESLP).

Tabelle 32 Einteilung der untersuchten Vegetationsproben in die sechs herangezogenen Kategorien zur Einteilung der pflanzlichen Bleibezugsquellen.

Kategorie	1	2	3	4	5	6
FKNr	101, 130, 137, 147, 151, 221, 256	153	108, 118, 136, 148	154, 304	112, 212, 240, 243	105, 125, 132, 138, 140, 143, 155, 166, 254, 308
Anzahl	7	1	4	2	4	10

Zu welchem Ausmaß die beprobten Pflanzen ihr Blei tatsächlich aus den herangezogenen anthropogenen Bleiquellen bezogen haben, kann ohne Weiteres nicht bestimmt werden, da die Isotopenverhältnisse sich oftmals überschneiden und eventuell nicht alle in Betracht kommenden Quellen in die Analyse einbezogen wurden, wie es Kategorien 5 und 6 zeigen. Deutlich ist jedoch, dass die Bleiquellen der beprobten Pflanzen neben den jeweiligen Bodenproben durchaus unterschiedliche Bleisignaturen aufweisen. Die Signaturen der in **Kategorie 1** und **2** fallenden Pflanzen scheinen mit industriellen anthropogenen Luftverschmutzungen übereinzustimmen. Sofern keine anderen eindeutigen Erklärungen für diese Werte gefunden werden können, sollten diese acht Proben (28,57 %) nur mit äußerstem Vorbehalt für archäologische Studien als Referenzmaterialien verwendet werden, da besonders hier ein wesentlicher Unterschied zwischen den Bleisignaturen archäologischer und moderner Pflanzen zu erwarten ist. Es ist auffällig, dass nur eine der in Kategorien 1 und 2 fallenden Pflanzen eine erhöhte Bleikonzentration besitzt (Fundort 137). Die Bleikonzentration in dem pflanzlichen Gewebe scheint demnach in diesem Studienggebiet nichts über potenzielle moderne anthropogene Bleiquellen auszusagen.

Auffällig ist zudem die Häufigkeit des Auftretens der **Kategorie 6**, welche auf eine oder mehrere unbekannte Bleiquelle(n) hinweist. In diese Kategorie fallen ausschließlich Proben, welche Bleisignaturen besitzen, die in Abbildung 56 im rechten ausgezogenen Teil der Verteilung der Vegetationsproben fallen. Während fünf der Isotopenverhältnisse in dieser Verteilung durch eine Mischung der erwarteten Quellen entstanden sein können, da deren Bodenprobenwerte ebenfalls unter der ESLP-Linie liegen, ist dies in den restlichen zehn Fundorten nicht gegeben. Diese zehn Vegetationsproben der 28 untersuchten Fundorte (insgesamt 35,71 %) weisen demnach Bleisignaturen auf, welche weder durch die herangezogenen anthropogenen Aerosolquellen noch durch die gemessenen Bodenproben oder einer Mischung der beiden erklärt werden können.

Davon ausgehend, dass die untersuchten Bodenproben als eine Bleiquelle der Pflanzen angesehen werden kann, wurden in Abbildung 58 Mischungslinien zwischen den Bleisignaturen der Bodenproben und der Vegetationsproben aller in Kategorie 6 fallenden Fundorte dargestellt, um im Falle einer Mischung aus Blei zweier Quellen einen Hinweis auf die Signatur der zweiten **unbekannten Quelle** zu erhalten. Sofern das Isotopenverhältnis der Pflanzenproben nicht zu 100 % der der unbekannten Quelle entspricht, in welchem Fall diese durch einen Wertebereich, welcher diese einfasst, beschrieben werden kann, können unterschiedliche Bleilieferanten detektiert werden. Betrachtet man die Vektoren der Mischungslinie, so ist zu sehen, dass diese grob in drei unterschiedliche Typen eingeteilt werden können. Die Gruppe, der im Graphen gelb markierten Linien, weist auf eine Quelle hin, deren $^{208}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ -Verhältnisse unter 2,45 liegen und welche $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ -Verhältnisse unter 1,22 besitzt. Die anderen beiden Quellen besitzen $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ -Verhältnisse über 1,22 und unterscheiden sich in ihren $^{208}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ -Signaturen, welche im Falle der rosa Mischungslinien $\leq 2,45$ zu liegen scheint, im Falle der orangenen Mischungslinien hingegen bei mindestens 2,455.

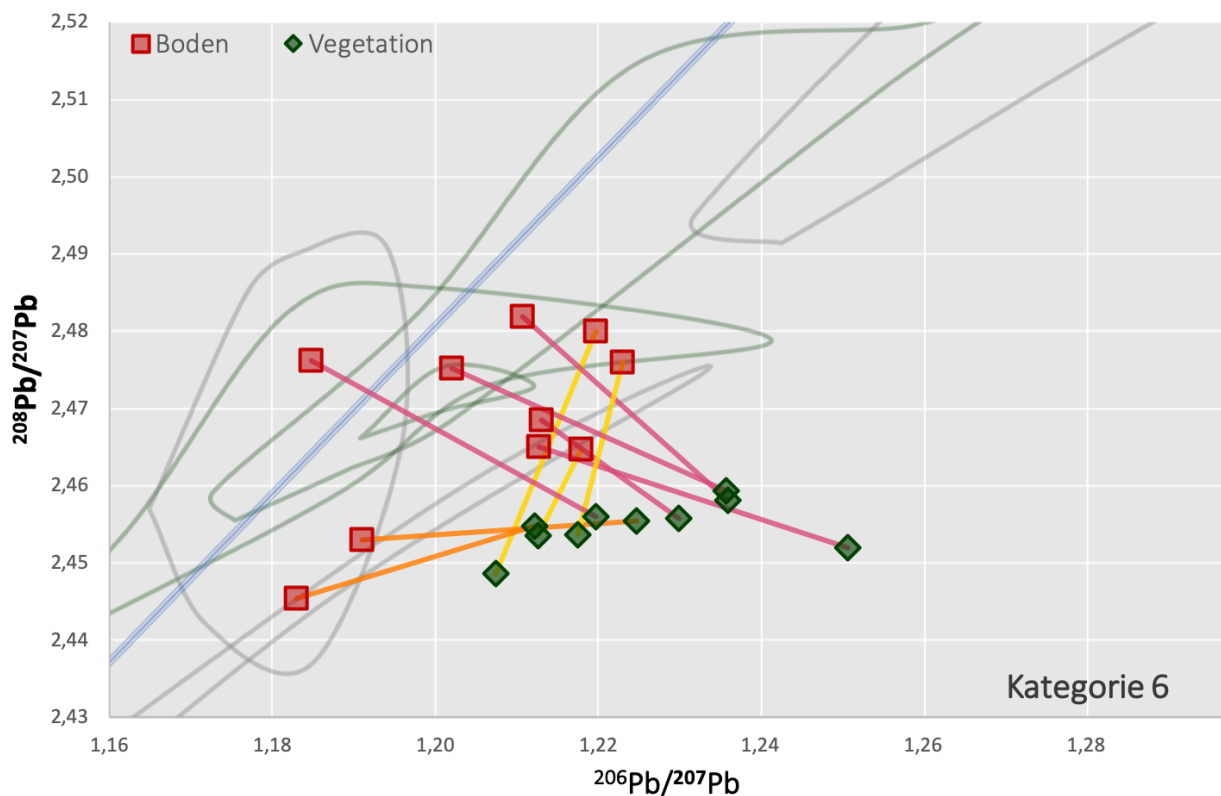


Abbildung 58 Mischungslinien zwischen den Bleisignaturen der Bodenproben und der Vegetation. Die Farben der jeweiligen Linien stellen die Gruppierung der drei sichtbar unterschiedlichen Vektoren dar. Bekannte potenzielle anthropogene Quellen sind als farbige Linien zur Orientierung eingezeichnet (grau = ortsfremd, grün = alpine Erzminen, blau = ESLP).

B 4 Menschliche und tierische Bleisignaturen und deren Übereinstimmung mit den Umweltproben

Von den insgesamt 418 Säugetierwerten des archäologischen Datensatzes passen 319 Daten mit den 44 Fundorten, bei denen auch Umweltproben untersucht wurden, zusammen. Die Validierung der Messgenauigkeit der einzelnen Messungen erfolgte, wie im Falle der analysierten Umweltproben, anhand der Messfehler ($2 \cdot SE [\%]$) der fünf gemessenen Isotopenverhältnisse, siehe Kapitel IIC 2.2. Das archäologische Bleidatenset setzt sich aus 160 Menschensignaturen, 58 Rinderwerten, 66 Schweinedaten und 35 Isotopensignaturen von Rothirschen zusammen. Es sind $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ -Verhältnisse von 1,164 bis 1,297 und $^{208}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ -Verhältnisse von 2,437 bis 2,492 vertreten. Die Signaturen der einzelnen Individuen sind in Tabelle 33 gelistet.

Pro Fundort sind jeweils 1 bis 53 archäologische Säugetierdaten vorhanden. Hierbei sind lokale $^{208}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ -Verhältnisspannen von 0,001 bis 0,039 vorzufinden. Die größte Spanne tritt innerhalb des Menschendatensets auf. Die Spanne der $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ -Verhältnisse ist hingegen deutlich größer und reicht von 0,001 bis zu 0,105. In diesem Isotopenverhältnis ist die Variabilität innerhalb des Schweinedatensets mit 0,094 am höchsten, gefolgt von dem Datenset der Menschen, der Rinder und der Rothirsche. Die speziesspezifischen Wertespannen sind in Tabelle 34 aufgelistet.

IV. Ergebnisse | Blei | *Menschliche und tierische Bleisignaturen und deren Übereinstimmung mit den Umweltproben*

Tabelle 33 ²⁰⁶Pb/²⁰⁷Pb- und ²⁰⁸Pb/²⁰⁷Pb-Verhältnisse der herangezogenen archäologischen Säugetierproben. Mit: FKNr = Fund-ortkennnummer und 2 SE [%] = zweifacher Standardfehler der Messung in Prozent.

FKNr	Ortschaft	Spezies	²⁰⁸ Pb/ ²⁰⁷ Pb	2 SE [%]	²⁰⁶ Pb/ ²⁰⁷ Pb	2 SE [%]	FKNr	Ortschaft	Spezies	²⁰⁸ Pb/ ²⁰⁷ Pb	2 SE [%]	²⁰⁶ Pb/ ²⁰⁷ Pb	2 SE [%]
101	Aislingen	Schwein	2,460	0,0510	1,187	0,0503	132	Poing	Schwein	2,458	0,0507	1,209	0,0505
		Schwein	2,466	0,0509	1,212	0,0505			Schwein	2,460	0,0509	1,222	0,0507
		Schwein	2,462	0,0505	1,193	0,0503			Schwein	2,467	0,0504	1,255	0,0502
106	Berching-Pollanten	Rind	2,460	0,0501	1,193	0,0501	136	Trudering	Mensch	2,465	0,0506	1,225	0,0506
		Rind	2,465	0,0503	1,205	0,0502			Mensch	2,468	0,0507	1,225	0,0506
		Schwein	2,472	0,0504	1,214	0,0502			Schwein	2,462	0,0502	1,246	0,0504
		Schwein	2,463	0,0501	1,197	0,0501			Schwein	2,463	0,0503	1,256	0,0501
		Schwein	2,465	0,0502	1,193	0,0501			Schwein	2,461	0,0502	1,235	0,0501
		Rothirsch	2,459	0,0503	1,216	0,0502			Rind	2,461	0,0501	1,233	0,0502
		Rothirsch	2,460	0,0503	1,197	0,0501			Rothirsch	2,457	0,0503	1,210	0,0501
		Rothirsch	2,459	0,0501	1,215	0,0501			Mensch	2,458	0,0507	1,230	0,0504
		Rothirsch	2,459	0,0502	1,274	0,0501			Mensch	2,463	0,0503	1,247	0,0501
108	Eching	Rind	2,461	0,0503	1,264	0,0501	137	Unterhaching	Rind	2,458	0,0501	1,197	0,0502
		Rind	2,464	0,0509	1,220	0,0503			Rind	2,456	0,0501	1,190	0,0501
		Rind	2,466	0,0501	1,205	0,0500			Rind	2,459	0,0502	1,217	0,0502
		Schwein	2,460	0,0504	1,241	0,0501			Rothirsch	2,458	0,0501	1,203	0,0502
		Schwein	2,463	0,0501	1,234	0,0501			Rothirsch	2,455	0,0501	1,191	0,0502
		Mensch	2,458	0,0505	1,204	0,0505			Rothirsch	2,455	0,0501	1,206	0,0501
		Mensch	2,464	0,0501	1,266	0,0501			Schwein	2,462	0,0502	1,224	0,0503
		Mensch	2,456	0,0501	1,184	0,0502			Schwein	2,463	0,0500	1,221	0,0500
		Mensch	2,458	0,0503	1,216	0,0503	138	Waging	Mensch	2,461	0,0505	1,195	0,0502
		Mensch	2,456	0,0503	1,196	0,0502			Mensch	2,469	0,0503	1,222	0,0501
		Mensch	2,453	0,0505	1,209	0,0502			Mensch	2,473	0,0502	1,212	0,0501
		Mensch	2,458	0,0504	1,218	0,0502	140	Gernlinden	Mensch	2,462	0,0509	1,226	0,0503
		Mensch	2,459	0,0503	1,273	0,0503			Schwein	2,467	0,0505	1,250	0,0504
		Mensch	2,462	0,0501	1,251	0,0501			Schwein	2,466	0,0504	1,239	0,0502
		Mensch	2,460	0,0501	1,236	0,0501	143	Aubing	Mensch	2,465	0,0502	1,217	0,0502
		Mensch	2,460	0,0502	1,196	0,0501			Mensch	2,467	0,0502	1,217	0,0502
		Mensch	2,463	0,0503	1,241	0,0501			Schwein	2,461	0,0501	1,197	0,0501
		Mensch	2,441	0,0505	1,244	0,0506	147	Wehringen	Schwein	2,460	0,0501	1,192	0,0502
		Mensch	2,444	0,0504	1,193	0,0502			Schwein	2,460	0,0501	1,191	0,0500
		Mensch	2,449	0,0506	1,239	0,0502			Rind	2,462	0,0502	1,195	0,0502
		Mensch	2,460	0,0504	1,274	0,0502			Rothirsch	2,457	0,0507	1,182	0,0502
114	Freising	Rind	2,461	0,0502	1,215	0,0501			Rothirsch	2,463	0,0504	1,211	0,0503
		Rind	2,459	0,0502	1,199	0,0501			Rothirsch	2,461	0,0510	1,196	0,0506
		Rind	2,461	0,0502	1,209	0,0501			Rind	2,460	0,0503	1,210	0,0503
		Schwein	2,439	0,0504	1,297	0,0503	148	Schwabmünchen	Schwein	2,463	0,0502	1,221	0,0501
		Schwein	2,467	0,0501	1,202	0,0501			Schwein	2,455	0,0501	1,178	0,0501
		Rothirsch	2,453	0,0502	1,216	0,0501			Schwein	2,464	0,0505	1,206	0,0502
		Rothirsch	2,463	0,0507	1,205	0,0501			Rind	2,466	0,0501	1,205	0,0501
		Rothirsch	2,458	0,0500	1,191	0,0501			Rind	2,466	0,0505	1,219	0,0505
115	Griesstetten	Schwein	2,465	0,0501	1,200	0,0501			Rind	2,469	0,0505	1,211	0,0502
		Schwein	2,466	0,0501	1,211	0,0501			Rothirsch	2,456	0,0500	1,194	0,0501
		Schwein	2,468	0,0502	1,212	0,0501	150	Steinebach	Schwein	2,466	0,0503	1,216	0,0501
		Rothirsch	2,461	0,0501	1,202	0,0501			Schwein	2,468	0,0505	1,212	0,0503
		Rothirsch	2,464	0,0501	1,203	0,0502			Rind	2,463	0,0504	1,216	0,0504
		Rind	2,462	0,0502	1,200	0,0501			Rind	2,461	0,0500	1,188	0,0501
		Rind	2,468	0,0503	1,214	0,0501			Rind	2,472	0,0502	1,200	0,0501
		Rind	2,471	0,0502	1,206	0,0502	151	Aschheim	Rind	2,464	0,0504	1,218	0,0503
125	Langengeisling	Schwein	2,470	0,0505	1,209	0,0504			Rind	2,458	0,0507	1,210	0,0505
		Mensch	2,451	0,0507	1,180	0,0504			Mensch	2,472	0,0501	1,199	0,0500
		Mensch	2,474	0,0501	1,214	0,0501	153	Kirchheim	Schwein	2,468	0,0506	1,212	0,0508
127	Manching	Rothirsch	2,443	0,0503	1,277	0,0502			Schwein	2,463	0,0501	1,240	0,0502
		Rind	2,437	0,0502	1,274	0,0501			Schwein	2,460	0,0506	1,230	0,0505
		Rind	2,465	0,0502	1,202	0,0502			Mensch	2,462	0,0508	1,209	0,0507
		Rind	2,457	0,0501	1,199	0,0501			Mensch	2,450	0,0504	1,269	0,0505
		Schwein	2,461	0,0510	1,199	0,0504			Mensch	2,453	0,0508	1,235	0,0503
		Schwein	2,438	0,0508	1,273	0,0504	154	Kleinaitingen	Mensch	2,458	0,0502	1,256	0,0500
130	Obermenzing	Schwein	2,455	0,0509	1,260	0,0503			Mensch	2,449	0,0503	1,199	0,0502
		Mensch	2,460	0,0502	1,220	0,0502			Mensch	2,445	0,0506	1,224	0,0502
		Mensch	2,458	0,0505	1,206	0,0503			Mensch	2,463	0,0508	1,237	0,0502
		Mensch	2,466	0,0502	1,235	0,0502			Mensch	2,446	0,0508	1,245	0,0503
		Mensch	2,452	0,0507	1,209	0,0508			Mensch	2,451	0,0506	1,235	0,0503
		Mensch	2,465	0,0503	1,208	0,0502			Mensch	2,455	0,0503	1,220	0,0501
		Mensch	2,460	0,0502	1,228	0,0501			Mensch	2,466	0,0507	1,219	0,0503
		Mensch	2,456	0,0502	1,196	0,0501			Mensch	2,445	0,0502	1,219	0,0501
		Mensch	2,452	0,0506	1,196	0,0504			Mensch	2,446	0,0509	1,251	0,0504
131	Pestenacker	Mensch	2,461	0,0501	1,188	0,0501			Mensch	2,455	0,0502	1,207	0,0502
		Rothirsch	2,457	0,0506	1,202	0,0501			Mensch	2,454	0,0510	1,224	0,0503
		Rothirsch	2,460	0,0503	1,207	0,0501			Mensch	2,454	0,0504	1,208	0,0501
		Rind	2,447	0,0501	1,231	0,0502			Mensch	2,458	0,0505	1,207	0,0502
		Schwein	2,447	0,0506	1,238	0,0502			Mensch	2,457	0,0502	1,200	0,0501
		Schwein	2,447	0,0502	1,248	0,0501			Mensch	2,458	0,0510	1,223	0,0502
		Schwein	2,454	0,0503	1,243	0,0503			Mensch	2,442	0,0503	1,217	0,0502

IV. Ergebnisse | Blei | *Menschliche und tierische Bleisignaturen und deren Übereinstimmung mit den Umweltproben*

Fortsetzung von Tabelle 33

FKNr	Ortschaft	Spezies	²⁰⁸ Pb/ ²⁰⁷ Pb	2 SE [%]	²⁰⁶ Pb/ ²⁰⁷ Pb	2 SE [%]	FKNr	Ortschaft	Spezies	²⁰⁸ Pb/ ²⁰⁷ Pb	2 SE [%]	²⁰⁶ Pb/ ²⁰⁷ Pb	2 SE [%]
155	Königsbrunn	Rind	2,457	0,0506	1,209	0,0505	221	Kundl	Mensch	2,457	0,0501	1,180	0,0500
166	Langweid	Schwein	2,466	0,0506	1,196	0,0505			Mensch	2,458	0,0504	1,175	0,0503
167	Kempten	Schwein	2,466	0,0504	1,231	0,0502			Mensch	2,451	0,0508	1,173	0,0503
		Schwein	2,470	0,0506	1,202	0,0506	229	Mierning	Rind	2,457	0,0500	1,198	0,0500
		Schwein	2,463	0,0506	1,192	0,0503			Rind	2,454	0,0502	1,229	0,0503
203	Brixlegg	Rind	2,458	0,0505	1,186	0,0503			Rind	2,462	0,0501	1,216	0,0501
		Rind	2,459	0,0500	1,184	0,0501			Schwein	2,468	0,0502	1,208	0,0501
		Rind	2,463	0,0506	1,189	0,0501			Schwein	2,468	0,0501	1,212	0,0501
		Rothirsch	2,459	0,0507	1,183	0,0502			Schwein	2,467	0,0507	1,202	0,0503
		Rothirsch	2,453	0,0502	1,198	0,0501			Rothirsch	2,439	0,0502	1,259	0,0502
206	Fritzens	Rind	2,464	0,0501	1,183	0,0501			Rothirsch	2,457	0,0502	1,188	0,0502
		Rind	2,461	0,0503	1,199	0,0502	230	Pfaffenhofen	Rind	2,466	0,0501	1,220	0,0502
		Schwein	2,465	0,0501	1,193	0,0500			Rind	2,471	0,0502	1,213	0,0502
		Schwein	2,460	0,0501	1,223	0,0501			Rind	2,475	0,0502	1,205	0,0502
212	Innsbruck Wilten	Schwein	2,467	0,0500	1,194	0,0501	234	Vomp	Mensch	2,463	0,0507	1,185	0,0502
		Mensch	2,461	0,0505	1,182	0,0502			Mensch	2,467	0,0515	1,190	0,0507
215	Innsbruck Kalvarienberg	Schwein	2,462	0,0501	1,208	0,0500	236	Wiesing	Rind	2,458	0,0502	1,208	0,0501
		Schwein	2,459	0,0502	1,217	0,0501			Rind	2,463	0,0501	1,197	0,0500
		Schwein	2,451	0,0504	1,180	0,0501			Rind	2,462	0,0508	1,208	0,0506
		Rind	2,469	0,0503	1,205	0,0502			Schwein	2,453	0,0502	1,228	0,0502
		Rind	2,468	0,0501	1,213	0,0501	237	Ampass	Schwein	2,468	0,0501	1,206	0,0501
		Rind	2,462	0,0503	1,215	0,0501			Schwein	2,459	0,0508	1,226	0,0503
		Rothirsch	2,465	0,0502	1,192	0,0502			Rothirsch	2,457	0,0505	1,194	0,0503
221	Kundl	Mensch	2,456	0,0504	1,168	0,0501	240	Birgitz	Rind	2,455	0,0503	1,196	0,0501
		Mensch	2,458	0,0502	1,176	0,0501			Rind	2,462	0,0508	1,190	0,0502
		Mensch	2,459	0,0502	1,176	0,0502			Rothirsch	2,466	0,0508	1,188	0,0503
		Mensch	2,454	0,0500	1,174	0,0500			Rothirsch	2,458	0,0502	1,217	0,0503
		Mensch	2,461	0,0503	1,178	0,0501			Schwein	2,459	0,0507	1,190	0,0503
		Mensch	2,455	0,0500	1,174	0,0500			Schwein	2,468	0,0504	1,201	0,0502
		Mensch	2,459	0,0502	1,176	0,0501	241	Thaur	Rothirsch	2,463	0,0502	1,193	0,0502
		Mensch	2,476	0,0504	1,203	0,0504			Schwein	2,463	0,0501	1,193	0,0501
		Mensch	2,458	0,0503	1,177	0,0500			Schwein	2,458	0,0503	1,210	0,0501
		Mensch	2,459	0,0501	1,176	0,0501			Schwein	2,459	0,0502	1,185	0,0501
		Mensch	2,458	0,0501	1,176	0,0501			Rind	2,462	0,0502	1,220	0,0502
		Mensch	2,459	0,0503	1,176	0,0502			Rind	2,458	0,0503	1,191	0,0501
		Mensch	2,458	0,0501	1,176	0,0501			Rind	2,464	0,0501	1,200	0,0501
		Mensch	2,462	0,0500	1,180	0,0500			Rothirsch	2,459	0,0501	1,188	0,0501
		Mensch	2,461	0,0500	1,179	0,0500			Rothirsch	2,463	0,0501	1,195	0,0502
		Mensch	2,461	0,0503	1,176	0,0503			Rothirsch	2,459	0,0507	1,201	0,0506
		Mensch	2,460	0,0501	1,180	0,0501	243	Kitzbühel	Mensch	2,463	0,0507	1,191	0,0502
		Mensch	2,468	0,0503	1,187	0,0502			Mensch	2,468	0,0504	1,185	0,0501
		Mensch	2,463	0,0501	1,183	0,0501			Mensch	2,471	0,0505	1,190	0,0502
		Mensch	2,446	0,0501	1,169	0,0501			Mensch	2,467	0,0500	1,171	0,0500
		Mensch	2,455	0,0501	1,178	0,0501	254	Obereching	Mensch	2,472	0,0505	1,206	0,0501
		Mensch	2,459	0,0504	1,176	0,0502			Mensch	2,470	0,0505	1,208	0,0502
		Mensch	2,460	0,0501	1,175	0,0501			Mensch	2,476	0,0502	1,207	0,0501
		Mensch	2,459	0,0507	1,177	0,0505			Mensch	2,476	0,0505	1,207	0,0504
		Mensch	2,457	0,0506	1,180	0,0502			Mensch	2,473	0,0504	1,207	0,0501
		Mensch	2,445	0,0502	1,169	0,0502			Mensch	2,473	0,0502	1,210	0,0501
		Mensch	2,461	0,0500	1,181	0,0500			Mensch	2,473	0,0501	1,207	0,0501
		Mensch	2,469	0,0501	1,178	0,0501			Mensch	2,473	0,0503	1,206	0,0500
		Mensch	2,461	0,0503	1,180	0,0501			Mensch	2,470	0,0503	1,192	0,0502
		Mensch	2,458	0,0500	1,179	0,0500			Mensch	2,457	0,0500	1,174	0,0500
		Mensch	2,476	0,0503	1,189	0,0503			Mensch	2,473	0,0504	1,201	0,0503
		Mensch	2,458	0,0500	1,182	0,0500			Mensch	2,474	0,0502	1,206	0,0502
		Mensch	2,438	0,0500	1,164	0,0500			Mensch	2,474	0,0501	1,207	0,0501
		Mensch	2,457	0,0500	1,176	0,0500			Mensch	2,473	0,0504	1,192	0,0502
		Mensch	2,471	0,0500	1,199	0,0500			Mensch	2,474	0,0503	1,203	0,0501
		Mensch	2,458	0,0502	1,178	0,0501			Mensch	2,473	0,0506	1,192	0,0501
		Mensch	2,463	0,0500	1,176	0,0501	255	Bischofshofen	Mensch	2,492	0,0504	1,211	0,0501
		Mensch	2,459	0,0502	1,175	0,0502	256	Saalfelden	Mensch	2,469	0,0507	1,190	0,0506
		Mensch	2,459	0,0502	1,176	0,0501			Mensch	2,470	0,0502	1,191	0,0502
		Mensch	2,459	0,0501	1,176	0,0501	302	Brixen	Rothirsch	2,466	0,0501	1,188	0,0501
		Mensch	2,458	0,0501	1,176	0,0500			Rothirsch	2,470	0,0502	1,209	0,0503
		Mensch	2,463	0,0500	1,176	0,0500			Rothirsch	2,470	0,0504	1,197	0,0501
		Mensch	2,459	0,0501	1,176	0,0501			Schwein	2,464	0,0501	1,183	0,0501
		Mensch	2,455	0,0505	1,176	0,0501			Schwein	2,468	0,0501	1,194	0,0501
		Mensch	2,464	0,0501	1,183	0,0501			Schwein	2,472	0,0501	1,191	0,0501
		Mensch	2,454	0,0503	1,181	0,0501			Rind	2,471	0,0501	1,190	0,0501
		Mensch	2,459	0,0504	1,177	0,0503			Rind	2,471	0,0502	1,200	0,0502
		Mensch	2,461	0,0501	1,185	0,0501			Rind	2,465	0,0501	1,201	0,0502
		Mensch	2,454	0,0501	1,176	0,0501			Mensch	2,463	0,0503	1,178	0,0501
		Mensch	2,444	0,0508	1,166	0,0503			Mensch	2,466	0,0501	1,178	0,0500
		Mensch	2,470	0,0500	1,187	0,0500							

Fortsetzung von Tabelle 33

FKNr	Ortschaft	Spezies	$^{208}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$	2 SE [%]	$^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$	2 SE [%]
302	Brixen	Mensch	2,462	0,0505	1,198	0,0501
		Mensch	2,460	0,0501	1,189	0,0501
304	Latsch	Mensch	2,465	0,0502	1,197	0,0501
		Mensch	2,461	0,0501	1,192	0,0501
		Mensch	2,456	0,0500	1,187	0,0501
		Mensch	2,461	0,0502	1,205	0,0501
		Mensch	2,460	0,0504	1,192	0,0503
		Mensch	2,465	0,0500	1,187	0,0500
		Mensch	2,462	0,0501	1,195	0,0501
		Mensch	2,457	0,0501	1,182	0,0501
		Mensch	2,460	0,0500	1,180	0,0500
		Mensch	2,464	0,0501	1,195	0,0501
		Mensch	2,464	0,0503	1,185	0,0501
		Mensch	2,464	0,0503	1,198	0,0501
		Mensch	2,466	0,0501	1,198	0,0501
		Mensch	2,462	0,0503	1,194	0,0501
308	Pfatten	Mensch	2,472	0,0500	1,194	0,0501
		Mensch	2,474	0,0502	1,197	0,0501
		Mensch	2,477	0,0500	1,194	0,0500
		Mensch	2,477	0,0502	1,201	0,0501
310	Sanzeno	Schwein	2,461	0,0500	1,199	0,0500
		Rind	2,468	0,0501	1,201	0,0501
		Rind	2,466	0,0501	1,212	0,0501
		Rind	2,464	0,0500	1,203	0,0500

Tabelle 34 Minimale und maximale Spannweiten der pro Fundort und Säugetierspezies auftretenden $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ - und $^{208}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ -Verhältnisse.

Spezies	$^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ -Spanne					$^{208}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ -Spanne				
	Rind	Schwein	Rothirsch	Mensch	unspezifisch	Rind	Schwein	Rothirsch	Mensch	unspezifisch
minimale lokale Wertespanne	0,005	0,002	0,001	0,000	0,001	0,002	0,001	0,001	0,001	0,001
maximale lokale Wertespanne	0,075	0,094	0,071	0,090	0,105	0,028	0,029	0,018	0,039	0,039

Der Datensatz der Säugetiere verläuft vergleichbar mit dem der Holzproben in Richtung weiterer lokal nicht erwarteter Bleiquellen mit unerwartet hohen $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ -Verhältnissen bei $^{208}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ -Werten zwischen 2,44 bis 2,49 (siehe Abbildung 59). Im Vergleich zu der hohen $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ -Spanne (0,133), ist die Spanne der $^{208}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ -Verhältnisse wesentlich geringer. Mit einer Spannweite von 0,055 liegt diese mehr als doppelt so hoch als die der Vegetationsproben (0,023), ist jedoch etwas enger als die der Bodenproben (0,072). Auf den ersten Blick scheinen keine wesentlichen Unterschiede zwischen den Bleisignaturen der unterschiedlichen Spezies zu bestehen, doch lassen sich statistisch signifikante Unterschiede zwischen den $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ -Verhältnissen der Menschen zu denen von Rothirsch und Schwein feststellen (p-Werte = 0,002 und 0,000) sowie signifikante Unterschiede zwischen den $^{208}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ -Verhältnissen der Rothirschdaten zu denen von Schwein und Rind (p-Wert = 0,025 und 0,046). Da es jedoch Messwerte unterschiedlich vieler Individuen der unterschiedlichen Spezies an den verschiedenen Fundorten gibt, kann diese Beobachtung durch Differenzen in den Signaturen der Fundorte erklärt werden. Mit einem p-Wert $\leq 0,000$ lassen sich speziesunspezifische signifikante Unterschiede zwischen den verschiedenen Fundorten nachweisen.

Betrachtet man die Lage der archäologischen Säugetierdaten im Vergleich zu denen der rezenten Boden- und Vegetationsproben, siehe Abbildung 60, so fällt ein Großteil der Säugetierdaten nicht in den Bereich zwischen den beiden Umweltproben. Die Daten laufen auch nicht in Richtung der Signaturen der ostalpinen Erzminen oder der industriellen anthropogenen Bleiquellen in Europa. Die unbekannte Bleiquelle der Säugetierdaten scheint viel mehr mit der in Abbildung 58 rosa dargestellten unbekannten Bleiquelle der modernen Pflanzenproben übereinzustimmen, wobei die Säugetierdaten nochmals höhere $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ -Werte aufweisen als das Pflanzendatenset.

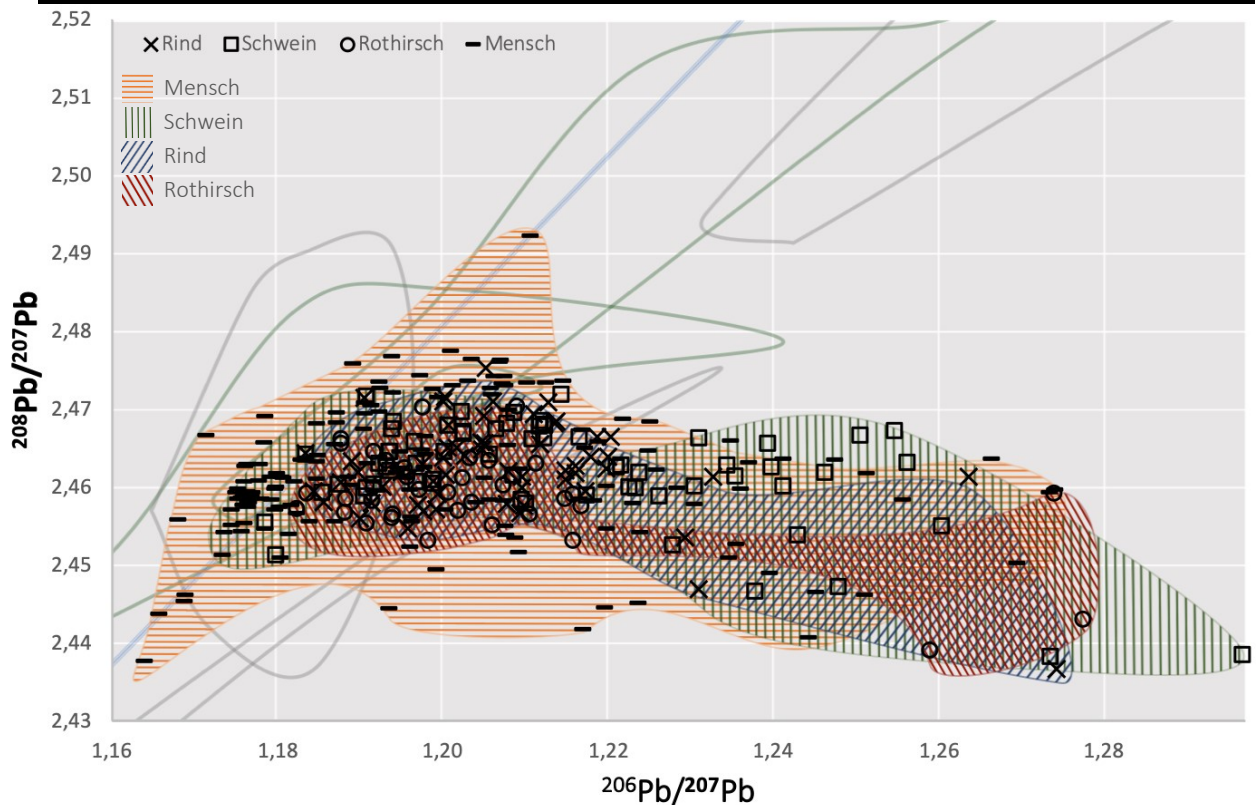


Abbildung 59 Bleisignaturen der archäologischen Säugetierdaten. Die Verteilungen der Bleisignaturen der untersuchten Spezies sind farblich schraffiert (orange = Mensch, grün = Schwein, rot = Rothirsch, blau = Rind). Anthropogene Aerosolquellen sind als farbige Linien zur Orientierung eingezeichnet (grau = ortsfremd, grün = alpine Erzminen, blau = ESLP).

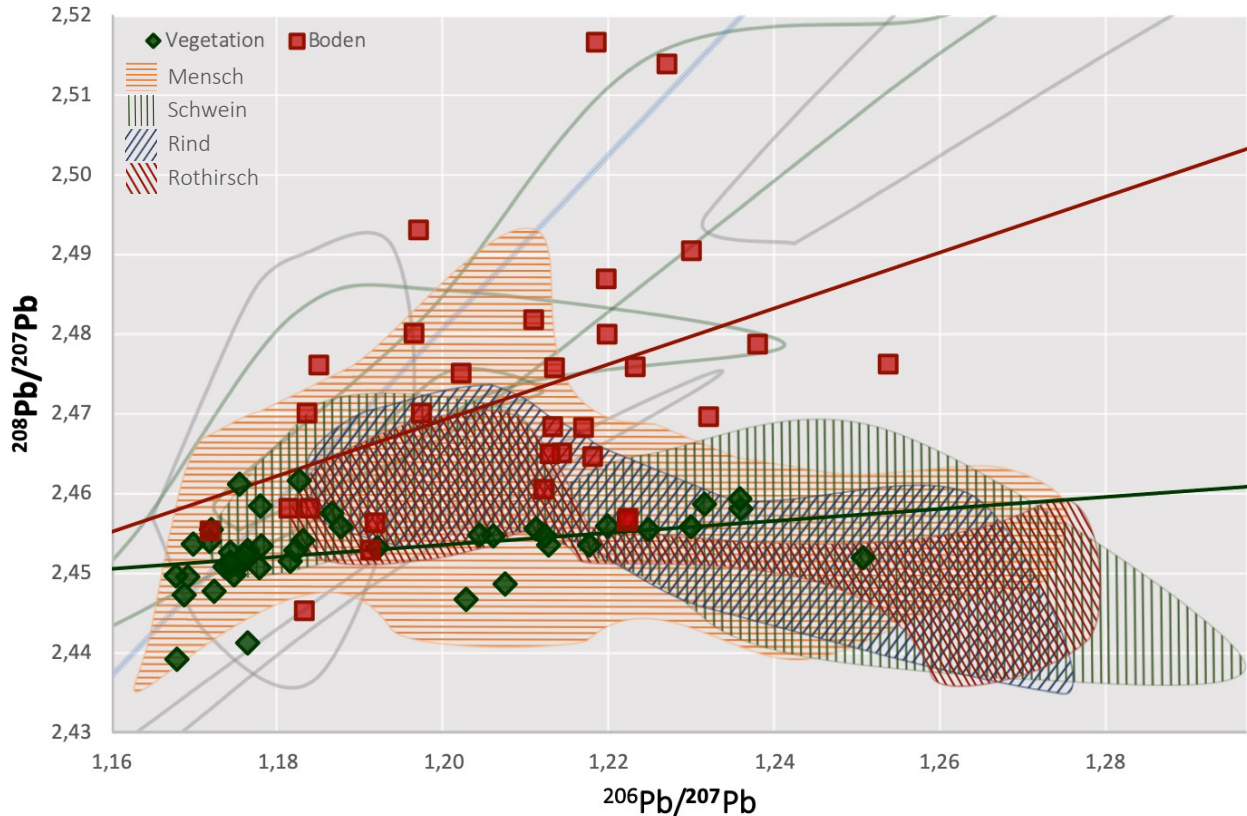


Abbildung 60 Verhalten des archäologischen Säugetierdatensets im Vergleich zu den Bleisignaturen der beprobten Boden- und Vegetationsproben (durchgezogene Linien entsprechen deren linearen Trends). Die Verteilung der Bleisignaturen der unterschiedlichen Säugetierspezies sind als farblich schraffierte Felder dargestellt (orange = Mensch, grün = Schwein, rot = Rothirsch, blau = Rind). Anthropogene Bleiquellen sind als farbige Linien zur Orientierung eingezeichnet (grau = ortsfremd, grün = alpine Erzminen, blau = ESLP).

Um einen genaueren Einblick in die Zusammensetzung der Bleisignaturen der archäologischen Säugetiere zu erhalten, müssen diese Fundort für Fundort mit den lokalen Umweltdaten verglichen werden. Von den 44 Fundorten, zu welchen Säugetierdaten zur Verfügung gestellt wurden, können diese an lediglich 25 Fundorten mit den Werten lokaler Vegetations- und Bodenproben verglichen werden. Hierbei sind an 14 Fundorten archäozoologische Daten vorhanden und an 18 Fundorten anthropologische Werte. An sieben Fundorten stehen Daten beider Gruppen zur Verfügung. Insgesamt handelt es sich um Daten von 209 Individuen. Von diesen sind 17 Rinderdaten zu acht Fundorten, 28 Schweinedaten zu zwölf Fundorten, zwölf Rothirschdaten zu sechs Fundorten und 152 menschliche Daten zu 18 Fundorten vorhanden.

Für jede der 25 Lokalitäten wurde ein Graph mit einer Mischungslinie zwischen den beiden gemessenen Umweltproben erstellt und die Säugetierdaten in diese geplottet (siehe Appendix Abbildung 78 bis Appendix Abbildung 102). Da keine Informationen zu der erwarteten Variabilität innerhalb der untersuchten Umweltmaterialien bekannt sind, wurde die Mischungslinie zwischen den beiden Umweltproben, Boden und Holz, lediglich um den Standardfehler der Messung erweitert, um eine **lokale bioverfügbare Spanne** zu erhalten. Die zweifachen Standardfehler sind mit Werten von 0,0006 und 0,0012 in den Verhältnissen $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ und $^{208}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ jedoch sehr gering im Vergleich zu der Spanne, welche in den lokal geborgenen Säugetieren vorzufinden sind. Daher wurde mit dem vierfachen Fehler der Messung als Repräsentant der minimalen lokal typisch vorkommenden Variabilität in den beiden Bleiverhältnissen gearbeitet. Dies entspricht $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ - und $^{208}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ -Spannen von 0,0012 und 0,0025, welche somit zumindest die kleinsten lokal zu beobachteten Spannen der Säugetierwerte beinhalten könnten. Da die Herkunft der untersuchten Säugetiere nicht gesichert ist und durchaus ein großer Anteil an ortsfremden Individuen in der untersuchten Region erwartet werden kann (siehe Kapitel IIIA 4), soll die hier kalkulierte lokale Spanne nicht zu weit gefasst werden.

Um zu überprüfen, ob ein Säugetierwert in die Wertespanne zwischen den Umweltproben Boden und Holz fällt, wurden Mischungslinien zwischen den minimalen und maximalen Isotopenverhältnissen erstellt und geprüft, ob der Messwert des Säugetieres \pm dessen zweifacher Messfehler in den Bereich zwischen den beiden Umweltproben enthalten ist. Hierfür wurden jeweils zwei Mischungslinien zwischen den Extremwerten der Umweltproben erstellt und **getestet**, ob der Säugetierdatenpunkt unter die obere und über die untere Mischungslinie fällt. Ist der Punkt zusätzlich nicht größer oder kleiner als die jeweiligen minimalen und maximalen $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ - und $^{208}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ -Verhältnisse der beiden Umweltproben, so befindet sich dieser in der „lokalen Spanne“. Da sich die erwartete $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ -Spanne mit dem jeweiligen $^{208}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ -Wert ändert und andersherum ebenso, wurden für die lokalen Bleisignaturen keine einfachen Wertespannen der beiden Isotopenverhältnisse angegeben.

In Tabelle 35 ist die **Übereinstimmung** der archäologischen Daten mit dem Umweltprobenbereich zu sehen. In drei Fällen besteht ein Einschluss von 100 % der Säugetierdaten (12 %, siehe Abbildung 61). Hierbei liegen die Signaturen der einzelnen Individuen sehr nahe am Wert der lokalen Pflanze. An sieben Fundorten (28 %) kommt es zu einer Inkludierung von ≥ 50 % der Säugetierdatenpunkte, an weiteren sieben Fundorten fallen mindestens 25 % der Daten in den lokalen Umweltbereich (28 %), an einem Fundort werden lediglich 7 % der archäologischen Daten eingeschlossen und an sieben Fundorten stimmen die Säugetierdaten überhaupt nicht mit den Werten der Umweltproben und dem Bereich zwischen diesen überein (28 %). Somit konnten an 40 % der Fundorte plausible Erwartungsbereiche für die lokale Säugetierspanne erstellt werden (mit einer Übereinstimmung von mindestens 50 %). An 32 % der Fundorte gibt es eine Übereinstimmung, welche jedoch nur einzelne Datenpunkte beinhaltet. Und an

28 % der Fundorte besitzen die archäologischen Proben Werte, welche von den modernen Umweltproben unabhängig zu sein scheinen. Insgesamt werden 34 % der Individuen von dem Bereich der Umweltproben eingefasst. Dies entspricht 52,9 % der Rinder, 33,3 % der Rothirsche, 32,9 % der Menschen und 28,6 % der Schweine. Demnach scheinen die Rinderdaten öfters in der lokal erwarteten Spanne zu liegen als es Daten der Individuen anderer Spezies tun. Statistisch gesehen gibt es jedoch keinen Unterschied zwischen der Häufigkeit des Einschlusses der verschiedenen Spezies in den lokalen Umweltbereich (Kruskal-Wallis-Test $p = 0,368$).

Tabelle 35 Übereinstimmung der archäologischen Säugetierdaten mit der lokalen Umweltprobenspanne. Grau markiert wurden Fundorte mit einer 100%igen Übereinstimmung. Fundorte, deren Datenpunkte nicht in den Umweltbereich fallen, wurden grau schraffiert.

Spezies/ FKNr	Rind		Schwein		Rothirsch		Mensch		Gesamt	
	# lokaler Individuen	%	# lokaler Individuen	%	# lokaler Individuen	%	# lokaler Individuen	%	# lokaler Individuen	%
101	-	-	1/3	33%	-	-	-	-	1/3	33%
108	0/3	0%	0/2	0%	0/1	0%	6/16	38%	6/22	27%
125	-	-	0/1	0%	-	-	1/2	50%	1/3	33%
130	-	-	-	-	-	-	0/9	0%	0/9	0%
132	-	-	0/3	0%	-	-	0/2	0%	0/5	0%
136	0/1	0%	0/3	0%	0/1	0%	0/2	0%	0/7	0%
137	2/3	67%	0/2	0%	2/3	67%	-	-	4/8	50%
138	-	-	-	-	-	-	1/3	33%	1/3	33%
140	-	-	-	-	-	-	1/1	100%	1/1	100%
143	-	-	0/2	0%	-	-	2/2	100%	2/4	50%
147	1/2	50%	3/3	100%	1/3	33%	-	-	5/8	63%
148	3/3	100%	2/3	67%	1/1	100%	-	-	6/7	86%
151	2/2	100%	-	-	-	-	0/1	0%	2/3	67%
153	-	-	2/3	67%	-	-	0/1	0%	2/4	50%
154	-	-	-	-	-	-	0/19	0%	0/19	0%
155	1/1	100%	-	-	-	-	-	-	1/1	100%
166	-	-	0/1	0%	-	-	-	-	0/1	0%
212	-	-	-	-	-	-	1/1	100%	1/1	100%
221	-	-	-	-	-	-	23/53	43%	23/53	43%
240	0/2	0%	0/2	0%	0/3	0%	-	-	0/7	0%
243	-	-	-	-	-	-	1/4	25%	1/4	25%
254	-	-	-	-	-	-	12/16	75%	12/16	75%
256	-	-	-	-	-	-	0/2	0%	0/2	0%
304	-	-	-	-	-	-	1/14	7%	1/14	7%
308	-	-	-	-	-	-	1/4	25%	1/4	25%

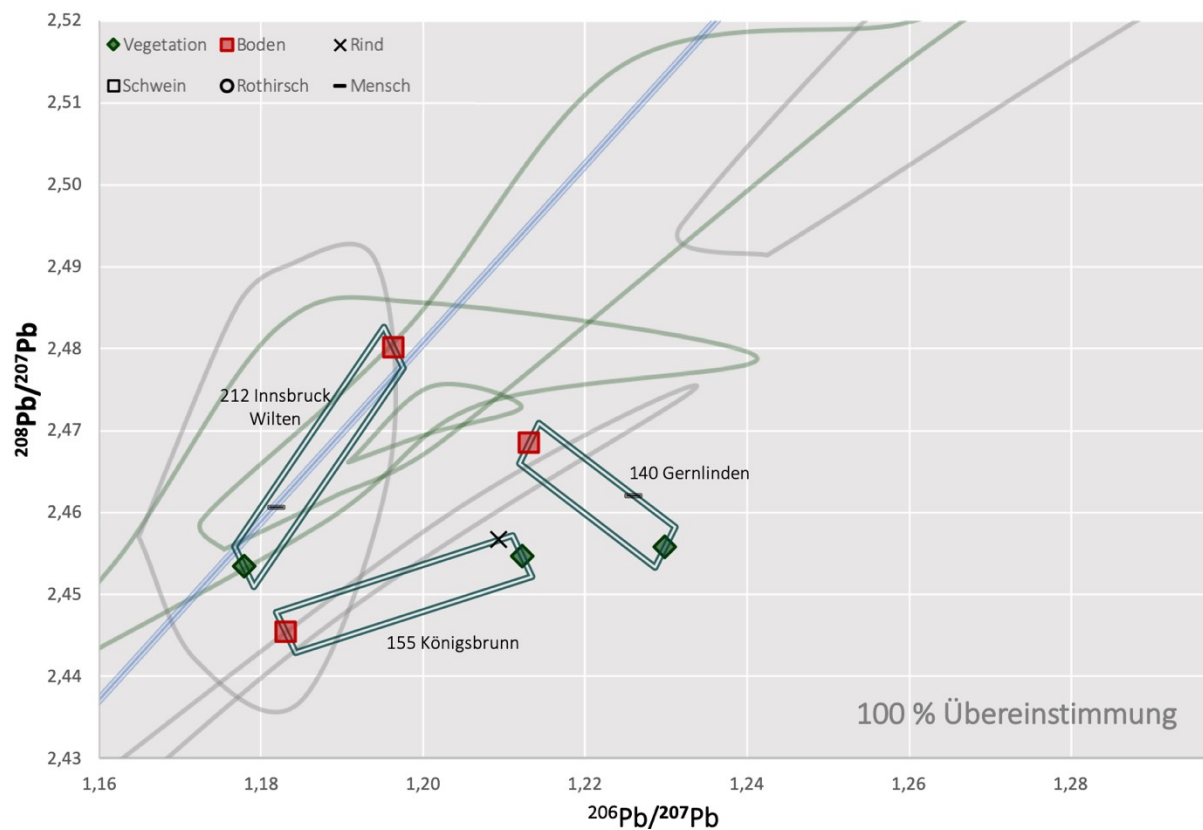


Abbildung 61 An den Fundorten 140, 155 und 212 ist eine 100%ige Übereinstimmung der archäologischen Säugetierdaten mit der Umweltprobenspanne zu sehen. Diese Fundorte besitzen zwar jeweils lediglich einen Säugetierwert, doch ist dieser in dem Mischungsbereich der Umweltproben enthalten. Zu Orientierung sind zusätzlich anthropogene Bleiquellen als farbige Linien eingezeichnet (grau = ortsfremd, grün = alpine Erzminen, blau = ESLP).

Die häufige Bodennähe und die erhöhte orale Aufnahme von Boden während der Nahrungsaufnahme der Wiederkäuer Rind und Rothirsch, welche potenziell mehr Zeit in der Nähe der Erzminen verbringen, kann als Erklärung für deren häufigere Übereinstimmung mit der lokalen Umweltspanne ausgeschlossen werden. Betrachtet man die speziesspezifischen Mediane der Abstände der Säugetierdaten zu den jeweiligen Bodenproben, so weisen hier entgegen den Erwartungen die Menschen die kleinsten Abstand auf, nicht die Wiederkäuer (siehe Tabelle 36). Insbesondere im inneralpinen Bereich ist der Unterschied zwischen Menschen und Tieren sehr stark ausgeprägt, wobei deren Werte deutlich näher an denen des Bodens und dort auch an denen der lokalen Minen liegen. Innerhalb des nördlichen Alpenvorlandes liegen die Differenzen zwischen Bodensignatur und Säugetierwerten zwischen den Spezies hingegen in einem vergleichbaren Rahmen.

Tabelle 36 Speziesspezifische Mediane des Abstandes der Säugetierdaten zu den Bleisignaturen der unterschiedlichen Fundorte.

Spezies	Gesamt		Inneralpinen Raum		nördliches Alpenvorland	
	$^{208}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$	$^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$	$^{208}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$	$^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$	$^{208}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$	$^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$
Menschen	0,004	0,008	0,004	0,006	0,006	0,016
Rind	0,011	0,022	0,058	0,026	0,011	0,020
Hirsch	0,025	0,026	0,053	0,025	0,013	0,026
Schwein	0,008	0,023	0,053	0,023	0,008	0,023

Betrachtet man die **Verteilung der Säugetiere** und vergleicht diese mit der Vektorrichtung der Mischungslinie, so fällt jedoch auf, dass diese in den meisten Fällen nicht übereinstimmen. Nur in den wenigsten Fällen scheint das Blei der Säugetiere aus einer Mischung der beiden Quellen Boden und Vegetation zu stammen. Von den sieben Fundorten, an welchen mehr als 50 % der Säugetierdaten in den Mischungsbereich zwischen den Umweltproben fallen, sind die archäologischen Daten lediglich an zwei der Fundorte entlang der Mischungslinien verteilt (Fundorte 137 und 148, siehe Abbildung 62). An einem weiteren Fundort ähnelt die Verteilung dem Vektor (Fundort 143). An den restlichen vier Fundorten plotten die Säugetierdaten jedoch scheinbar unabhängig von den beiden Umweltproben um die erwartete lokale Bleisignatur, welche den Bereich der Säugetiere lediglich durchschneidet (Fundorte 147, 151, 153 und 243, siehe Abbildung 63 und Abbildung 64). Der prähistorische Umschlagplatz, Fundort 221, Kundl, ist der Fundort mit dem größten archäologischen Datenset, wobei sich dieses rein aus Menschendaten zusammensetzt. Aufgrund der Datensatzgröße lässt sich hier die Verteilung der Datenpunkte am besten beurteilen. Wie in Abbildung 65 zu sehen ist, schließt die Umweltprobenspanne zwar 43 % der Daten ein, doch schneidet diese die Verteilung der Menschendaten allein in einem Siebtel der Fläche und verläuft senkrecht zu dieser. Dies zeigt deutlich, dass die beiden Umweltproben, falls überhaupt, nicht die einzigen Bleiquellen darstellen können, es sei denn die $^{208}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ -Variation der lokalen Umweltprobensignaturen wäre um das Siebenfache größer. Da das Menschendatenset auch keine eindeutige Trennung in unterschiedliche Gruppen aufweist, welche auf Kontakte zu unterschiedlichen möglicherweise importierten Bleiartefakten hindeuten könnten, ist hier eine zufällige Übereinstimmung der Daten wahrscheinlicher. Eine eindeutige Unabhängigkeit der archäologischen Daten, von denen der modernen Umweltproben, ist an den Fundorten zu sehen, an welchen keine der Bleisignaturen des archäologischen Datensets in die lokale Umweltprobenspanne fällt. Fundort 243, Birgitz, ist hierfür ein Beispiel (siehe Abbildung 66).

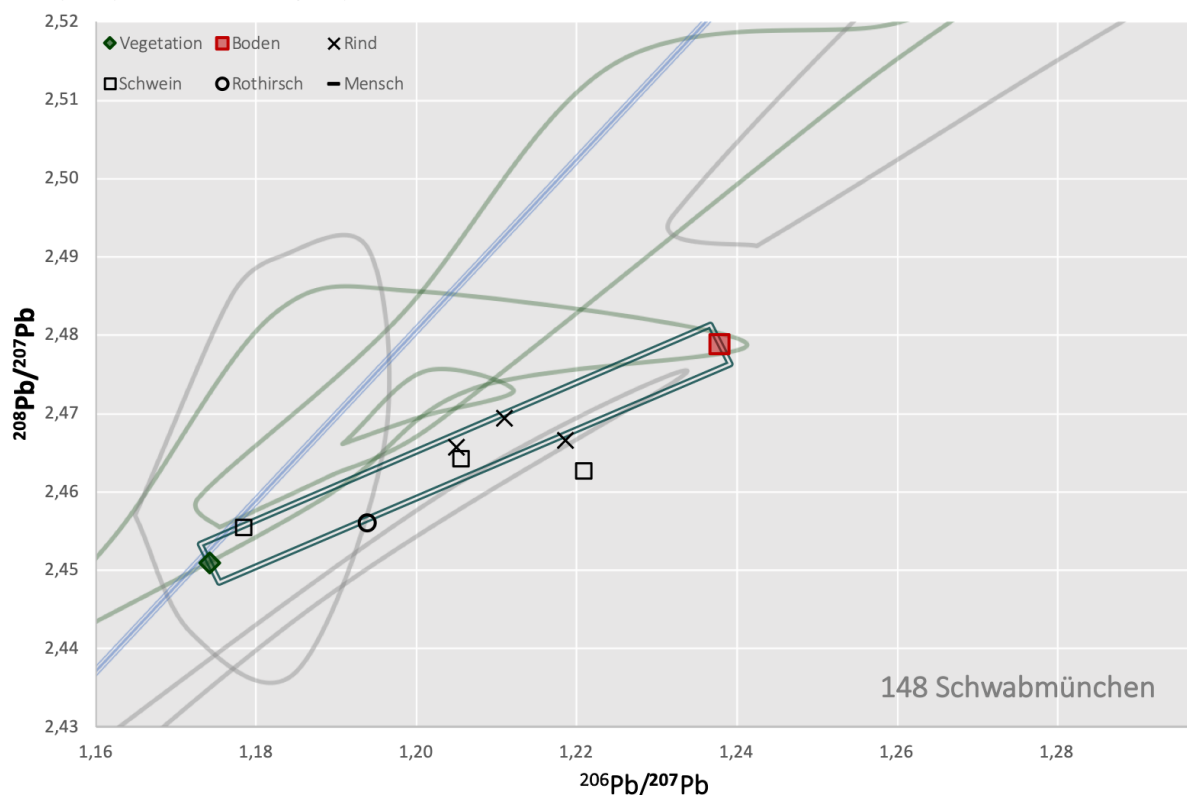


Abbildung 62 Fundort 148, Schwabmünchen, ist ein Beispiel für eine sehr gute Übereinstimmung der Umweltprobenspanne mit den Säugetierdaten. 86 % der Daten sind inkludiert. An diesem Fundort stimmt auch die Verteilung der archäologischen Tierdaten mit der Richtung der Mischungslinien überein. Eine größere Variabilität der beiden Umweltproben würde zu einem 100%igen Einschluss der Daten führen. Mit: grau = ortsfremdes anthropogenes Blei, grün = alpine Erzminen und blau = ESLP.

IV. Ergebnisse | Blei | Menschliche und tierische Bleisignaturen und deren Übereinstimmung mit den Umweltproben

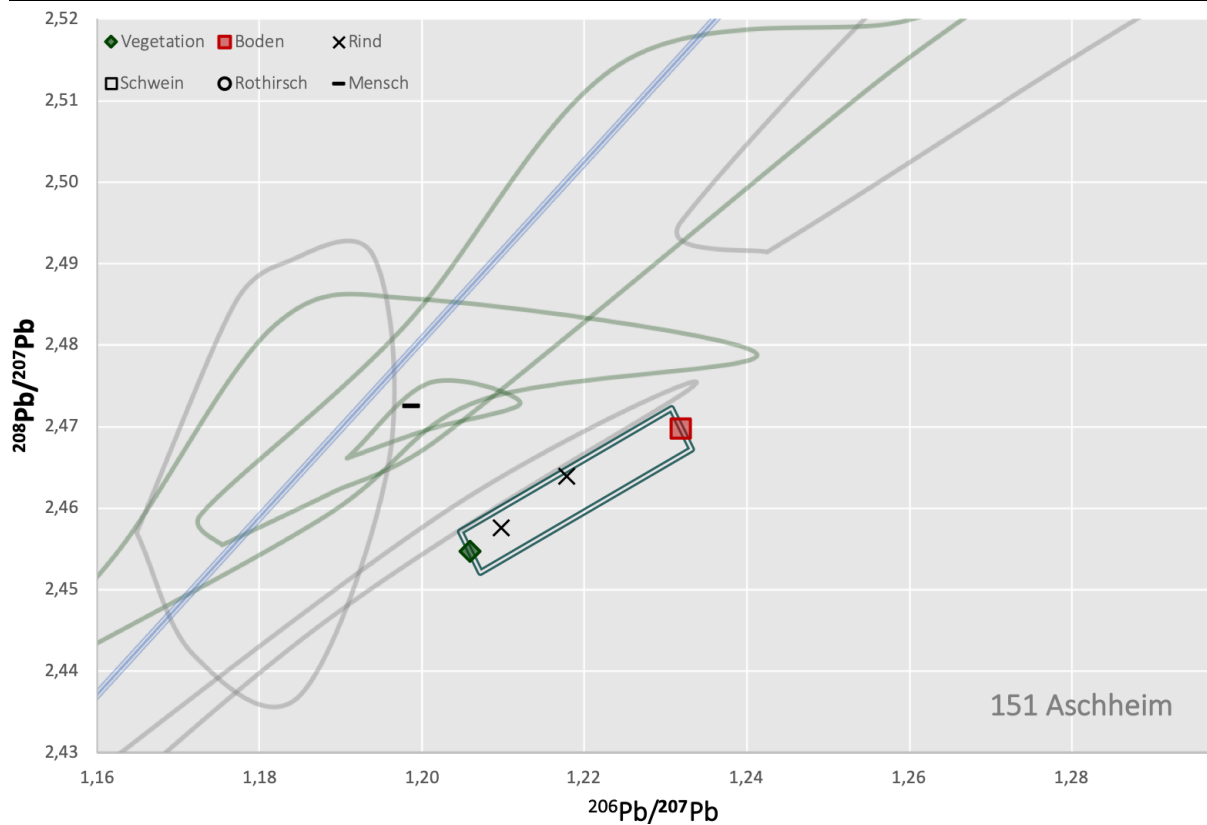


Abbildung 63 Fundort 151, Aschheim, weist eine gute Übereinstimmung der Tierdaten mit der Umweltprobenspanne auf. 2 von 2 Rinderdaten fallen in den berechneten Bereich. Der einzige vorhandene Menschenwert weist jedoch eine deutlich andere Bleisignatur auf. Gesamtübereinstimmung entspricht 67 %. Mit: grau = ortsfremdes anthropogenes Blei, grün = alpine Erzminen und blau = ESLP.

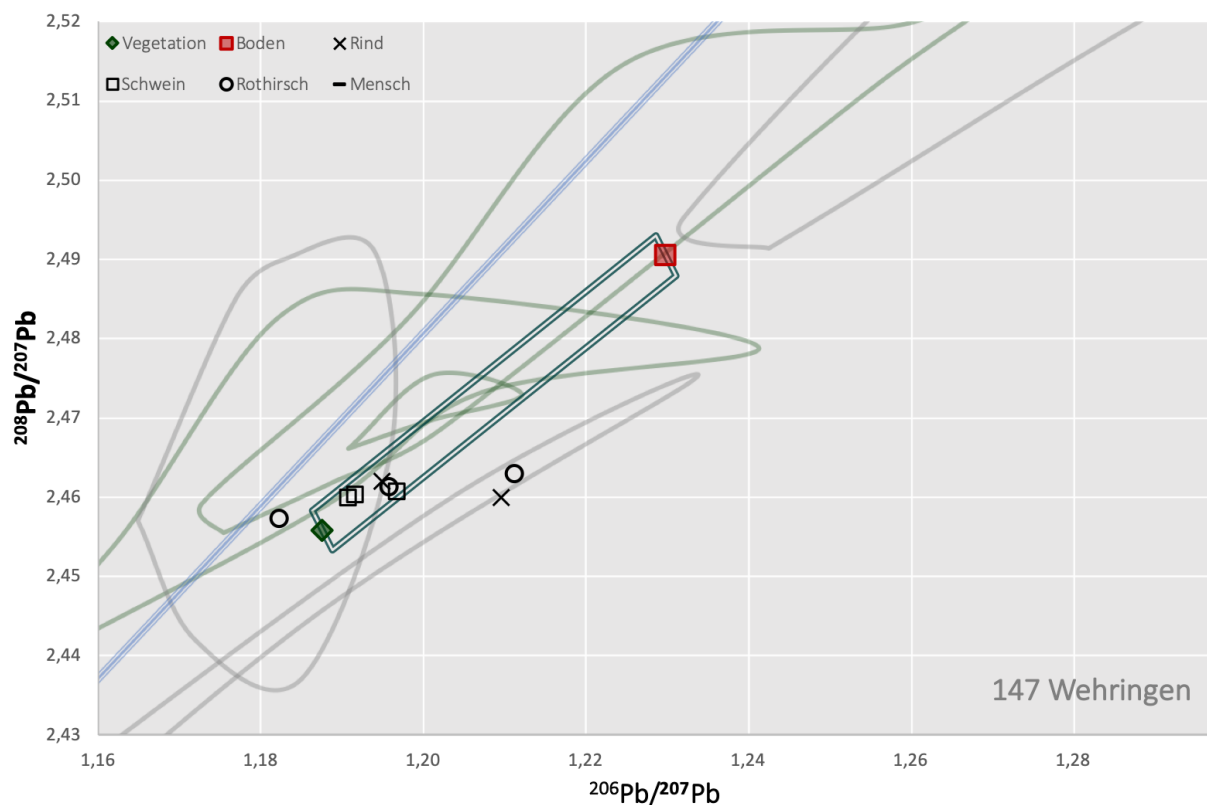


Abbildung 64 An Fundort 147, Wehringen, ist eine gute Übereinstimmung der Tierwerte mit der Umweltspanne zu sehen. 5 von 8 Datenpunkten fallen in den erwarteten Bereich (63 %). Die Verteilung weicht jedoch deutlich von dem Vektor der Mischungsline ab, wodurch diese Übereinstimmung eher zufällig zu sein scheint. Mit: grau = ortsfremdes anthropogenes Blei, grün = alpine Erzminen und blau = ESLP.

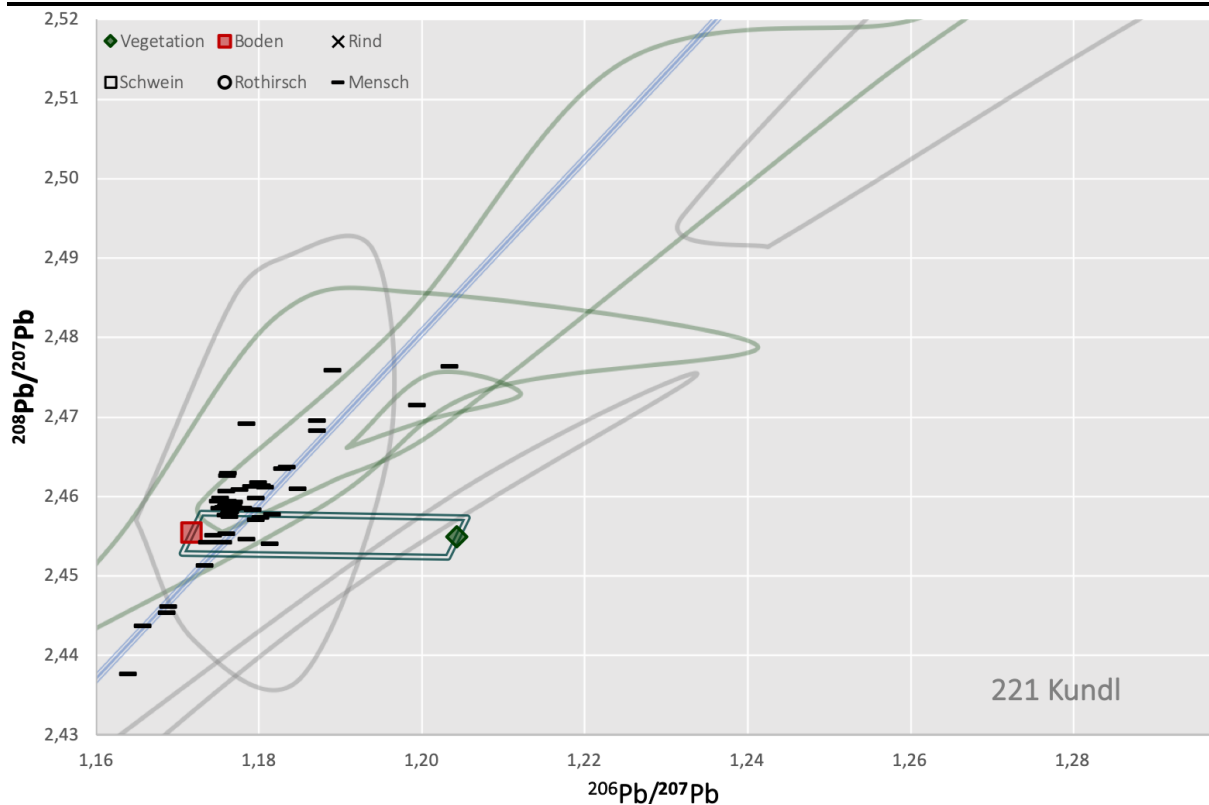


Abbildung 65 Fundort 221, Kundl, ist der Fundort mit den meisten archäologischen Daten, wobei diese rein von menschlichen Überresten stammen. Die Signaturen der Menschen weisen eine Verteilung auf, welche entlang der ESLP-Linie orientiert zu sein scheint und somit eher den Werten der Erzminen entspricht. Nahezu senkrecht ist der Bereich zwischen den beiden Umweltproben, welcher nur einen Bruchteil (43 %) der Datenpunkte umfasst. Die Isotopensignaturen der Umweltproben scheinen daher nicht denen der Bleihauptquellen der Menschen zu entsprechen. Mit: grau = ortsfremdes anthropogenes Blei, grün = alpine Erzminen und blau = ESLP.

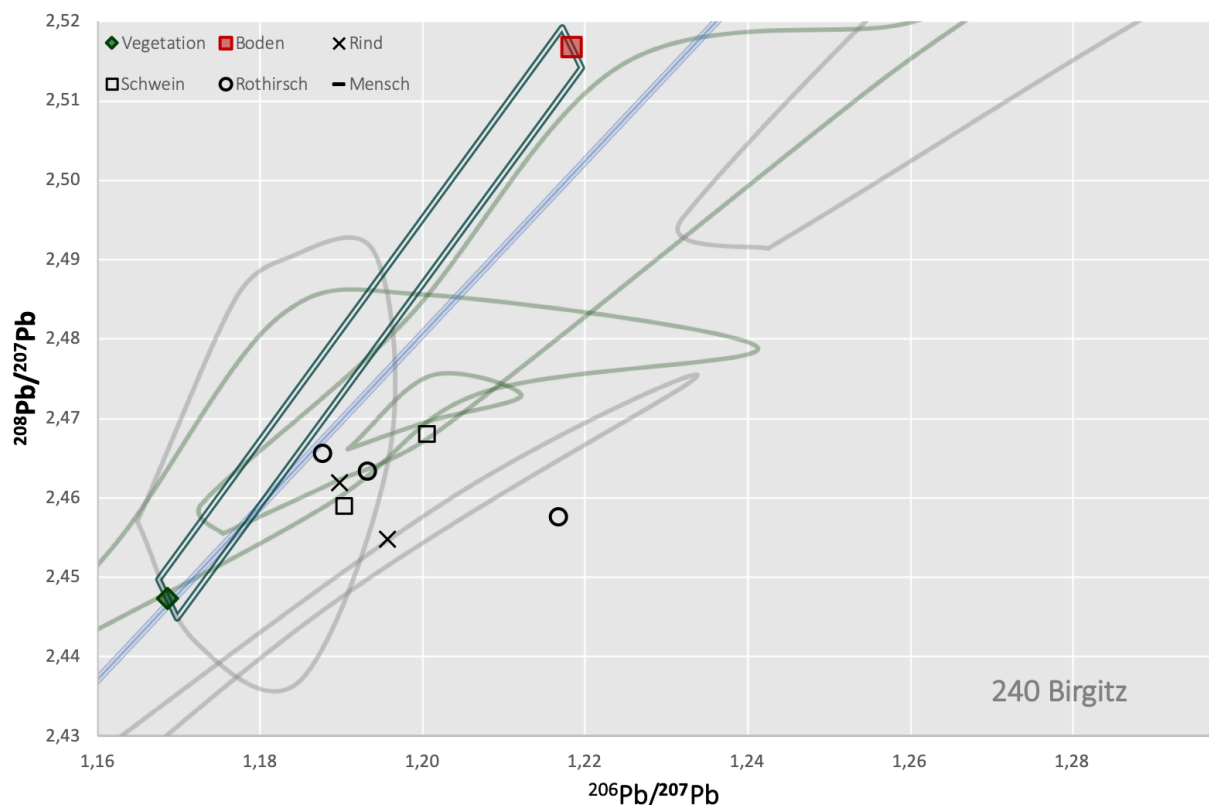


Abbildung 66 Fundort 240, Birgitz, ist ein Beispiel für Fundorte, an welchen kein einziger Datenpunkt des Säugetierdatensets in dem Bereich zwischen den beiden Umweltproben fällt. Die Bleisignaturen der sieben analysierten Tiere liegen abseits der lokalen Umweltprobenspanne. Mit: grau = ortsfremdes anthropogenes Blei, grün = alpine Erzminen und blau = ESLP.

Betrachtet man die Verteilung der Umweltproben und der archäologischen Säugetierdaten fundortunabhängig (siehe Abbildung 60), so ist der erste Eindruck, dass die modernen Pflanzen eine weitere Bleiquelle zu besitzen scheinen, welche weder untersuchten anthropogenen Bleiquellen noch lokalen Bodenproben entspricht, und diese Quelle auch in den archäologischen Säugetierset existiert haben könnte. Ein Vergleich der **Erklärbarkeit der Bleisignatur der Pflanzen** mit der Übereinstimmung der lokalen **Umweltprobenspanne mit den archäologischen Datenpunkten** zeigt jedoch, dass hier kein signifikanter Einfluss zu bestehen scheint (Kruskal-Wallis-Test p -Wert = 0,771). Dies bedeutet, dass selbst an Fundorten, an welchen es so aussieht als wären die Pflanzenwerte von modernen anthropogenen Umweltverschmutzungen beeinflusst, eine gute Übereinstimmung der archäologischen Säugetierdaten mit der Umweltprobenspanne zu beobachten ist. Andererseits kommt es an Fundorten, an welchen die Pflanzenwerte beispielsweise in Kategorie 6 fallen und somit mit keinen bekannten Bleiquellen übereinstimmen, zu keiner guten Übereinstimmung der Säugetierdatenpunkte mit der lokalen Umweltprobenspanne. Die Anzahl der Übereinstimmungen der archäologischen Säugetierdaten ist somit von der Erklärbarkeit der Pflanzenwerte unabhängig. Dies bedeutet, dass die Bleisignaturen der modernen Pflanzen und der archäologischen Säugetiere nicht miteinander zusammenhängen und es voneinander unabhängige Ursachen für deren Isotopenverhältnisse geben muss. Dies ist ein weiterer Punkt, welcher für eine zufällige Übereinstimmung der archäologischen Daten mit der modernen lokalen Umweltprobenspanne spricht.

Allgemein liegen die Isotopenverhältnisse der Säugetiere der unterschiedlichen Fundorte recht nahe beieinander und weisen pro Fundort zu weit gefasste Spannen auf, um klar **voneinander separierbare lokale Spannen** zu bilden. Insbesondere da die lokalen Spannen der Umweltproben nicht bekannt sind, wird somit die Erstellung und Kalkulation eines erwarteten lokalen Wertebereiches für archäologische Säugetiere erschwert. Die beiden Fundorte 154 und 304, an welchen die Pflanzensignatur sehr nahe an der des Bodens liegen, zeigen zudem, dass die lokale Spanne viel zu gering ist, um die Variabilität der Säugetierdaten erfassen zu können. An diesen beiden Fundorten liegt die Übereinstimmung des reinen Menshendatensets mit der lokalen Umweltspanne bei 0 % und 7 %, obwohl die lokale Umweltprobenspanne innerhalb der Verteilung der archäologischen Säugetierdaten liegt (siehe Abbildung 67 und Abbildung 68). Diese Fundorte zeigen deutlich, dass eine Bestimmung der lokal zu erwartender Variabilität in den Umweltproben unbedingt untersucht werden muss, um ein besseres Verständnis von der Vergleichbarkeit und Anwendbarkeit moderner und archäologischer Bleidaten erhalten zu können.

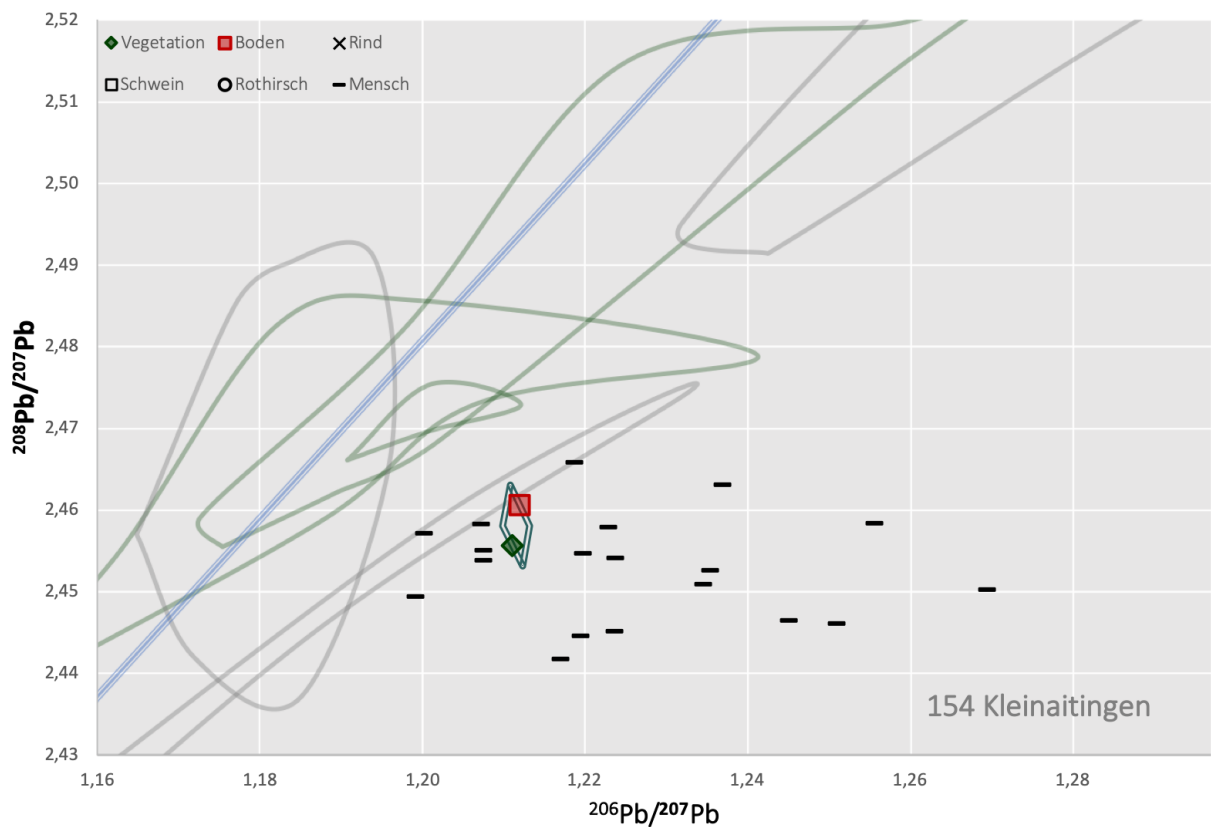


Abbildung 67 Verteilung der anthropologischen Bleisignaturen um die der modernen Umweltproben, Boden und Vegetation, des Fundortes 154, Kleinaitingen. Mit: grau = ortsfremdes anthropogenes Blei, grün = alpine Erzminen und blau = ESLP.

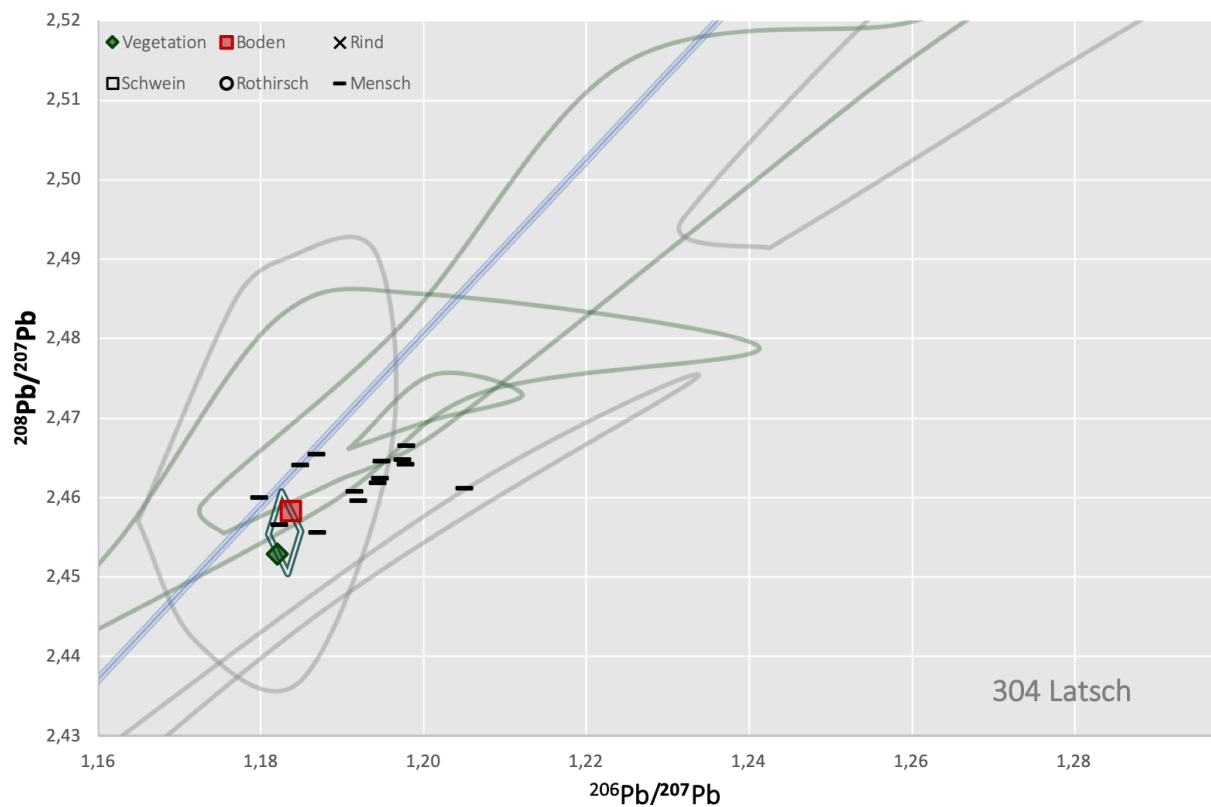


Abbildung 68 An Fundort 304, Latsch, wird lediglich einer der 14 Menschendatenpunkte in den Umweltprobenbereich eingeschlossen. Die Spanne der beiden Umweltproben scheint hier deutlich zu eng eingeschätzt worden zu sein. Mit: grau = ortsfremdes anthropogenes Blei, grün = alpine Erzminen und blau = ESLP.

C Sauerstoff

C 1 Daten der Umweltproben und des OIPCs

Insgesamt konnten $\delta^{18}\text{O}$ -Signale von 68 α -Zellulose- und 66 Wasserproben erfolgreich gemessen werden. An 63 Fundorten wurden die Sauerstoffisotopensignaturen beider Probenmaterialien bestimmt. Als Proxy für den lokal zu erwartenden $\delta^{18}\text{O}$ -Wert des meteorischen Wassers wurde der OIPC-Wert anhand der GPS-Koordinaten ermittelt (www.waterisotopes.org). Alle $\delta^{18}\text{O}$ -Werte der 71 bearbeiteten Fundorte sind in Tabelle 37 zusammengestellt. Wasserproben, welche nicht einer Grundwasserprobe (Brunnen, Quelle und Grundwasserüberlauf) entsprechen, wurden aus Vergleichbarkeitsgründen und aufgrund des Verdachts auf eine Änderung des $\delta^{18}\text{O}$ -Wertes durch den Austausch mit der Atmosphäre von der Analyse ausgeschlossen. Dies betrifft die Wasserproben der Fundorte 105, 125, 130, 154, 158, 227 und 255. Somit verbleiben lediglich 56 Fundorte, an welchen Werte beider Probenmaterialien für eine Modellierung der lokalen Säugetiersignaturen herangezogen werden konnten.

Es wurden Grundwasserwerte von $-13,9\text{‰}$ bis $-9,07\text{‰}$, mit einem Mittelwert von $-11,01\text{‰}$ und einer Standardabweichung von $1,31\text{‰}$ gemessen. Die Oberflächenwasserproben, welche von der Modellierung ausgeschlossen wurden, nehmen höhere $\delta^{18}\text{O}$ -Wert von $-11,27\text{‰}$ bis $-7,28\text{‰}$ ein. Die kalkulierten Regenwasserwerte (OIPC) besitzen eine etwas engere Wertespanne und reichen von $-10,10\text{‰}$ bis $-7,50\text{‰}$. Der Mittelwert liegt hierbei bei $-8,84\text{‰}$ und die Standardabweichung bei $0,44\text{‰}$. Die $\delta^{18}\text{O}$ -Analyse der α -Zellulose-Proben, welche aufgrund des Fraktionseffekts während der Biosynthese von Kohlenhydraten positive Werte einnehmen, ergab Werte von $25,50\text{‰}$ bis $30,75\text{‰}$, mit einem Mittelwert von $27,75\text{‰}$ und einer Standardabweichung von $0,95\text{‰}$.

Tabelle 37 Zusammenstellung der gemessenen und ermittelten $\delta^{18}\text{O}$ -Signale der Umweltproben und des OIPC (inklusive der Daten aus Göhring et al. 2015). Mit: FKNr = Fundortkennnummer, GWÜ = Grundwasserüberlauf, PKZ = Probenkennzeichnung.

Lokalität						Lokalität					
FKNr	Ortsname	Materialtyp	Spezifikation	PKZ	$\delta^{18}\text{O}_{\text{VSMOW}}$	FKNr	Ortsname	Materialtyp	Spezifikation	PKZ	$\delta^{18}\text{O}_{\text{VSMOW}}$
101	Aislingen	Grundwasser	Brunnen	101–104	-10,03	125	Langengeisling	Grundwasser	Teich	125–103	-8,95
		Vegetation	<i>Corylus</i>	101–102	28,19			Vegetation	<i>Juglans</i>	125–102	27,58
		OIPC			-8,60			OIPC			-8,60
105	Bergkirchen	Grundwasser	Baggersee	105–103	-9,98	127	Manching	Grundwasser	Brunnen	127–103	-10,06
		Vegetation	<i>Corylus</i>	105–102	28,13			Vegetation	<i>Corylus</i>	127–102	27,21
		OIPC			-8,70			OIPC			-8,50
106	Berching	Grundwasser	Brunnen	106–107	-9,88	130	Obermenzing	Grundwasser	Fluss	130–103	-7,28
		Vegetation	<i>Corylus</i>	106–106	28,80			Vegetation	<i>Corylus</i>	130–102	29,23
		OIPC			-8,80			OIPC			-8,80
108	Eching	Grundwasser	Brunnen	108–104	-10,10	131	Pestenacker	Grundwasser	Brunnen	131–104	-10,08
		Vegetation	<i>Corylus</i>	108–102	26,86			Vegetation	<i>Corylus</i>	131–103	27,82
		OIPC			-8,70			OIPC			-8,80
111	Engelschalking	Vegetation	<i>Corylus</i>	111–102	28,67	132	Poing	Grundwasser	Brunnen	132–102	-9,93
		OIPC			-9,50			Vegetation	<i>Corylus</i>	132–103	27,77
								OIPC			-8,80
112	Farchant	Grundwasser	Quelle	112–104	-9,80	136	Trudering	Grundwasser	Brunnen	136–103	-10,62
		Vegetation	<i>Corylus</i>	112–103	26,94			Vegetation	<i>Juglans</i>	136–102	27,87
		OIPC			-9,00			OIPC			-8,80
114	Freising	Grundwasser	Brunnen	114–103	-9,98	137	Unterhaching	Grundwasser	Brunnen	137–103	-10,07
		Vegetation	<i>Corylus</i>	114–102	27,39			Vegetation	<i>Corylus</i>	137–102	26,99
		OIPC			-8,60			OIPC			-8,90
115	Griesstetten	Grundwasser	Brunnen	115–103	-9,80	138	Waging	Grundwasser	Brunnen	138–103	-10,22
		Vegetation	<i>Sambucus</i>	115–102	28,71			Vegetation	<i>Corylus</i>	138–102	25,85
		OIPC			-8,70			OIPC			-8,50
116	Grünwald	Grundwasser	Brunnen	116–103	-10,30	140	Gernlinden	Grundwasser	Brunnen	140–103	-9,80
		Vegetation	<i>Prunus</i>	116–102	28,91			Vegetation	<i>Corylus</i>	140–102	27,77
		OIPC			-8,90			OIPC			-8,70
118	Günzburg	Grundwasser	Brunnen	118–105	-10,05	143	Aubing	Grundwasser	Brunnen	143–103	-9,56
		Vegetation	<i>Malus</i>	118–104	26,86			Vegetation	<i>Juglans</i>	143–102	29,03
		OIPC			-8,60			OIPC			-8,80
121	Hofoldingen Forst	Grundwasser	Brunnen	121–103	-10,36	144	Forstinning	Grundwasser	Brunnen	144–102	-9,89
		Vegetation	<i>Sambucus</i>	121–102	28,19			Vegetation	<i>Corylus</i>	144–103	28,82
		OIPC			-8,70			OIPC			-8,70

Fortsetzung von Tabelle 37

Lokalität		Umweltproben				Lokalität		Umweltproben			
FKNr	Ortsname	Materialtyp	Spezifikation	PKZ	$\delta^{18}\text{O}_{\text{VSMOW}}$	FKNr	Ortsname	Materialtyp	Spezifikation	PKZ	$\delta^{18}\text{O}_{\text{VSMOW}}$
147	Wehringen	Grundwasser	Brunnen	147-105	-10,25	229	Mieming	Vegetation	Corylus	229-102	28,16
		Vegetation	Malus	147-104	27,89				OIPC		-10,10
			OIPC		-8,80			Grundwasser	Brunnen	230-106	-10,27
148	Schwabmünchen	Grundwasser	Brunnen	148-107	-9,69	230	Pfaffenhofen	Vegetation	Corylus	230-103	26,59
		Vegetation	Corylus	148-102	28,15				OIPC		-9,00
			OIPC		-8,80			Grundwasser	Brunnen	231-102	-13,90
149	Erding	Grundwasser	Brunnen	149-103	-9,95	231	Roppen	Vegetation	Corylus	231-103	29,31
		Vegetation	Fraxinus	149-102	27,44				OIPC		-8,60
			OIPC		-8,60			Vegetation	Juglans	232-106	25,50
150	Steinebach	Grundwasser	GWÜ	150-105	-10,00	232	Innsbruck Völs		OIPC		-9,50
		Vegetation	Fraxinus	150-104	25,85			Grundwasser	Brunnen	234-104	-12,63
			OIPC		-8,80				OIPC		-9,40
151	Aschheim	Vegetation	Corylus	151-102	27,49	235	Wenns	Grundwasser	Brunnen	235-102	-13,61
			OIPC		-9,50			Vegetation	Corylus	235-103	27,90
			OIPC		-9,50				OIPC		-9,40
153	Kirchheim	Grundwasser	Brunnen	153-102	-10,13	236	Wiesing	Grundwasser	Brunnen	236-104	-12,14
		Vegetation	Corylus	153-103	28,64			Vegetation	Corylus	236-103	26,70
			OIPC		-8,80				OIPC		-8,50
154	Kleinaitingen	Grundwasser	Becken	154-104	-9,95	237	Ampass	Grundwasser	Quelle	237-102	-11,24
		Vegetation	Corylus	154-102	27,81			Vegetation	Corylus	237-103	28,34
			OIPC		-8,80				OIPC		-9,60
155	Königsbrunn	Grundwasser	Brunnen	155-103	-9,70	240	Birgitz	Grundwasser	Quelle	240-104	-11,84
		Vegetation	Corylus	155-102	27,34			Vegetation	Corylus	240-102	27,81
			OIPC		-8,70				OIPC		-9,10
157	Zuchering	Grundwasser	Brunnen	157-103	-9,03	241	Thaur	Grundwasser	Brunnen	241-102	-12,41
		Vegetation	Corylus	157-102	28,18			Vegetation	Corylus	241-103	26,10
			OIPC		-8,50				OIPC		-8,70
158	Garching	Grundwasser	Fluss	158-103	-10,55	242	Flintsbach	Grundwasser	Brunnen	242-103	-10,49
		Vegetation	Corylus	158-102	28,15			Vegetation	Corylus	242-102	27,67
			OIPC		-8,60				OIPC		-8,40
164	Kelheim	Grundwasser	Brunnen	164-103	-10,32	243	Kitzbühel	Grundwasser	Brunnen	243-103	-13,11
		Vegetation	Corylus	164-102	27,74			Vegetation	Corylus	243-102	26,76
			OIPC		-8,40				OIPC		-8,90
165	Künzing	Grundwasser	Brunnen	165-103	-9,93	244	Fügen	Grundwasser	Brunnen	244-103	-12,90
		Vegetation	Corylus	165-102	28,24			Vegetation	Corylus	244-102	27,95
			OIPC		-8,40				OIPC		-8,60
166	Langweid	Grundwasser	Brunnen	166-103	-10,03	245	Volders	Grundwasser	Brunnen	245-102	-12,00
		Vegetation	Corylus	166-102	27,48			Vegetation	Corylus	245-101	27,02
			OIPC		-8,60				OIPC		-8,50
167	Kempten	Grundwasser	Quelle	167-103	-11,30	246	Ellbögen	Grundwasser	Brunnen	246-102	-13,09
		Vegetation	Corylus	167-102	27,89			Vegetation	Corylus	246-103	27,10
			OIPC		-8,70				OIPC		-9,50
202	Biberwier	Grundwasser	Brunnen	202-103	-11,32	247	Karrösten	Grundwasser	Brunnen	247-102	-13,65
		Vegetation	Corylus	202-102	27,87			Vegetation	Corylus	247-103	28,48
			OIPC		-9,40				OIPC		-9,20
203	Brixlegg	Grundwasser	Brunnen	203-102	-10,46	248	Telfs	Grundwasser	Brunnen	248-102	-13,10
		Vegetation	Corylus	203-104	26,76			Vegetation	Corylus	248-101	26,99
			OIPC		-8,60				OIPC		-8,80
204	Ehrwald	Grundwasser	Brunnen	204-103	-12,81	249	Innsbruck Amras	Vegetation	Corylus	249-101	28,09
		Vegetation	Corylus	204-104	27,72				OIPC		-9,50
			OIPC		-9,40			Grundwasser	Brunnen	254-103	-9,86
206	Fritzens	Grundwasser	Quelle	206-104	-11,30	254	Obereching	Vegetation	Corylus	254-102	26,87
		Vegetation	Corylus	206-102	26,39				OIPC		-8,20
			OIPC		-9,00			Grundwasser	Bach	255-103	-11,27
207	Imst	Grundwasser	Brunnen	207-103	-12,99	255	Bischofs-hofen	Vegetation	Corylus	255-102	26,67
		Vegetation	Prunus	207-102	28,12				OIPC		-8,70
			OIPC		-9,00			Grundwasser	Brunnen	302-105	-11,56
212	Innsbruck Wilten	Grundwasser	Brunnen	211-102	-13,27	302	Brixen	Vegetation	Corylus	302-104	30,75
		Vegetation	Corylus	212-102	27,86				OIPC		-8,20
			OIPC		-9,80			Grundwasser	Quelle	304-104	-12,03
215	Innsbruck Kalvarienberg	Grundwasser	Brunnen	215-102	-12,96	304	Latsch		OIPC		-9,50
		Vegetation	Corylus	215-104	28,53			Grundwasser	Brunnen	308-108	-11,01
			OIPC		-8,60			Vegetation	Acacia	308-106	28,08
217	Kirchbichl	Grundwasser	Quelle	217-102	-11,60	308	Pfatten		OIPC		-8,10
			OIPC		-9,30			Grundwasser	Brunnen	310-105	-10,71
		Grundwasser	Brunnen	221-104	-10,48			Vegetation	Corylus	310-104	30,34
221	Kundl	Vegetation	Corylus	221-105	27,23	310	Sanzeno		OIPC		-8,40
			OIPC		-8,40			Grundwasser	Brunnen	311-106	-10,19
		Grundwasser	Bach	227-105	-10,70			Vegetation	Fraxinus	311-105	28,10
227	Matrei	Vegetation	Sambucus	227-100	27,38	311	Zambana		OIPC		-7,50
			OIPC		-9,40						
			OIPC		-9,40						

C 1.1 Verhalten der Isotopien der Umweltproben

Abhängig von den Umweltbedingungen des Fundortes kann sowohl der $\delta^{18}\text{O}$ -Wert der Grundwasserprobe als auch der Wert des meteorischen Wassers (OIPC-Wert) einen Einfluss auf den $\delta^{18}\text{O}$ -Wert innerhalb der **Vegetation** nehmen, da beide Wassertypen einen wesentlichen Anteil der im Boden verfügbaren Wasserquelle einer Pflanze darstellen können. Da der $\delta^{18}\text{O}$ -Wert der Pflanzen aus der α -Zellulose mehrerer Jahresringe gemessen wurde, spiegelt dieser einen gemittelten Wert über die letzten paar Jahre bis Jahrzehnte wider. Daher können sowohl der $\delta^{18}\text{O}$ -Wert von Grundwasser als auch über mehreren Jahren aufgefüllten Aquiferen als auch der mehr oder weniger stabile Jahresmittelwert des Regenswassers einen direkten Bezug zu der Sauerstoffsignatur der α -Zellulose-Proben aufweisen.

In Abhängigkeit von der Herkunft des das Aquifer speisenden Wassers, den Unterschieden in den Wassermengen und der Herkunft verschiedener Regenschauer und der Stärke der zwischen den Niederschlagsereignissen entstehenden Trockenphasen, und vielen weiteren Faktoren, kann auch der OIPC-Wert, welcher einen extrapolierten Jahresmittelwert des lokalen meteorischen Wassers darstellt, einen signifikanten Einfluss auf die **Grundwassersignatur** nehmen.

Untersucht man die $\delta^{18}\text{O}$ -Werte der beiden Umweltproben und des OIPC-Wertes auf ihre **Korrelation** untereinander und zu den GPS-Koordinaten, so erhält man die in Tabelle 38 gelisteten p-Werte. Dabei wird ersichtlich, dass der $\delta^{18}\text{O}$ -Wert der α -Zellulose keine Korrelation mit den $\delta^{18}\text{O}$ -Werten der Wasserproben oder dem Längen- und Breitengrad, noch mit der Höhenlage aufweist. Der $\delta^{18}\text{O}$ -Wert der Grundwasserproben hängt hingegen signifikant mit dem OIPC-Wert, dem Breitengrad und der Höhenlage des Fundortes zusammen. Der OIPC-Wert scheint in der untersuchten Alpenregion vor allem durch die Höhenlage der Fundorte definiert zu sein. Diesbezüglich unterscheiden sich die beiden Wassermaterialien zueinander.

Tabelle 38 p-Werte der Pearson-Korrelationen zwischen den $\delta^{18}\text{O}$ -Werten [‰] der beiden Umweltproben, dem OIPC-Wert und den geografischen Fundortdaten. Signifikante Korrelationen sind mit einem „*“ gekennzeichnet.

	$\Delta^{18}\text{O}_{\text{Vegetation}}$	$\delta^{18}\text{O}_{\text{Grundwasser}}$	$\delta^{18}\text{O}_{\text{OIPC}}$	°N	°O	Höhenlage
$\delta^{18}\text{O}_{\text{Vegetation}}$		0,791	0,473	0,830	0,216	0,160
$\delta^{18}\text{O}_{\text{Grundwasser}}$	0,791		+0,000*	+0,000*	0,321	-0,000*
$\delta^{18}\text{O}_{\text{OIPC}}$	0,473	+0,000*		0,221	0,050	-0,000*

Betrachtet man die Daten nach der notwendigen Trennung des Datensatzes in die drei Klimazonen (siehe Kapitel IIIC 1), so erhält man **Grundwasserspannen** mit $\delta^{18}\text{O}$ -Werten von -13,9 ‰ bis -9,03 ‰ (n = 43) für Klimazone 1, -13,61 ‰ bis -10,27 ‰ (n = 11) für Klimazone 2 und -12,03 ‰ bis -10,19 ‰ (n = 5) in Klimazone 3. Mit einem p-Wert von 0,005 kann die Verteilung der $\delta^{18}\text{O}_{\text{Grundwasser}}$ -Werte der Klimazonen signifikant voneinander unterschieden und die Mediane können mit einem p-Wert von 0,003 signifikant voneinander getrennt werden (Kruskal-Wallis-Test), wobei diese entsprechend bei -10,10 ‰, -12,00 ‰ und -11,01 ‰ liegen.

Die **OIPC-Werte** nehmen in den verschiedenen Klimazonen folgende $\delta^{18}\text{O}$ -Spannen ein:

Klimazone 1 = -10,10 ‰ bis -8,20 ‰ (n = 52), Klimazone 2 = -9,80 ‰ bis -8,40 ‰ (n = 14) und Klimazone 3 = -9,50 ‰ bis -7,50 ‰ (n = 5). Auch hier unterscheiden sich die Verteilungen der $\delta^{18}\text{O}$ -Werte der Klimazonen signifikant (p-Wert des Kruskal-Wallis-Tests = 0,017). Die Mediane der drei Klimazonen können jedoch nicht signifikant voneinander unterschieden werden (p = 0,231).

Betrachtet man den Unterschied zwischen den beiden **Wassertypen**, so nehmen die OIPC-Werte an allen Fundorten höhere $\delta^{18}\text{O}$ -Werte als die Grundwasserproben an. Die Differenz beträgt im Mittel 2,24 ‰ mit einer Standardabweichung von 1,19 ‰, einem minimalen Unterschied von 0,53 ‰ (Fundort 157) und einer maximalen Differenz von 5,30 ‰ (Fundort 231). Innerhalb der Klimazonen schwankt der

Δ -Wert zwischen 0,53 ‰ und 5,30 ‰ in Klimazone 1, 1,27 ‰ und 4,30 ‰ in Klimazone 2 und 2,31 ‰ und 3,36 ‰ in Klimazone 3. Die sieben Oberflächenwasserproben, welche von -11,27 ‰ bis -7,28 ‰ reichen, besitzen hingegen kleinere Differenzen zum lokalen OIPC-Wert (0,35 ‰ bis 2,57 ‰). An Fundort 130 (Obermenzing) weisen diese sogar einen positiveren $\delta^{18}\text{O}$ -Wert und somit ein an ^{18}O -Isotopen angereichertes Isotopenverhältnis im Vergleich zum OIPC-Wert auf.

Die $\delta^{18}\text{O}$ -Werte der **α -Zellulose**-Proben nehmen in Klimazone 1 Werte von 25,85 ‰ bis 29,31 ‰ an ($n = 50$), in Klimazone 2 Werte von 25,50 ‰ bis 28,34 ‰ ($n = 14$) und in Klimazone 3 reichen sie von 28,08 ‰ bis 30,75 ‰ ($n = 4$). Auch hier können die Verteilungen auf einem Signifikanzniveau von 5 % unterschieden werden ($p = 0,014$). Ein signifikanter Unterschied zwischen den Medianen der drei Klimazonen ist jedoch nicht sichtbar ($p = 0,076$).

Innerhalb der drei **Klimazonen** weisen die beiden Umweltproben und auch der OIPC-Wert teilweise andere **Korrelationen** untereinander und mit dem Längen- und Breitengrad sowie der Höhenlage auf, als wenn das gesamte Datenset ohne Trennung untersucht wird.

Der $\delta^{18}\text{O}$ -Wert der **α -Zellulose-Proben** weist auch innerhalb der drei Klimazonen keine signifikant linearen Korrelationen auf. Konträr zu den Ergebnissen dieser Arbeit wurde in einer Vorstudie an einem Drittel der hier untersuchten Fundorte eine signifikante negative Korrelation der nicht nach Klimazonen getrennten α -Zellulose-Werte mit dem Breitengrad nachgewiesen (Göhring et al. 2015). In der Vorstudie ist diese Korrelation nach Trennung der Fundorte in die jeweiligen Klimazonen, wie auch hier, jedoch nicht mehr gegeben. Die dort gefundene Korrelation ist somit vermutlich auf einen zufälligen Unterschied zwischen den untersuchten Klimazonen zurückzuführen, welche sich innerhalb des Breitengrades unterscheiden. Den Ergebnissen dieser Arbeit widersprechende signifikante Korrelationen mit dem Längengrad oder der Höhenlage wurden in der besagten Studie nicht nachgewiesen.

Die $\delta^{18}\text{O}$ -Werte der **Grundwasserproben** korrelieren in Klimazone 1 positiv signifikant mit dem OIPC-Wert und dem Breitengrad und negativ mit der Höhenlage. In Klimazone 2 weist der Grundwasserwert keine signifikanten Korrelationen auf und in Klimazone 3 lediglich eine negative Korrelation mit dem Breitengrad.

Der extrapolierte **OIPC-Wert** korreliert in Klimazone 1 signifikant positiv mit dem Längen- und Breitengrad der Fundorte und negativ mit der Höhenlage. In Klimazone 2 nehmen Höhenlage und Längengrad hingegen keinen signifikanten Einfluss auf den $\delta^{18}\text{O}$ -Wert. In Klimazone 3 besteht lediglich eine signifikante Korrelation mit der Höhenlage, der Einfluss der anderen Faktoren scheint sich hier gegenseitig aufzuheben.

Tabelle 39 p -Werte der Pearson-Korrelation zwischen den drei untersuchten $\delta^{18}\text{O}$ -Werten [‰] und den geografischen Fundortdaten innerhalb einer Klimazone. Signifikante Korrelationen sind mit einem „*“ gekennzeichnet und die Form der Korrelation als positives (+) oder negatives (-) Vorzeichen eingefügt.

Klimazone 1 $n = 47$	$\delta^{18}\text{O}_{\text{Vegetation}}$	$\delta^{18}\text{O}_{\text{Grundwasser}}$	$\delta^{18}\text{O}_{\text{OIPC}}$	°N	°O	Höhenlage
$\delta^{18}\text{O}_{\text{Vegetation}}$		0,721	0,355	0,214	0,535	0,207
$\delta^{18}\text{O}_{\text{Grundwasser}}$	0,721		+ 0,005*	+ 0,000*	0,223	- 0,000*
$\delta^{18}\text{O}_{\text{OIPC}}$	0,355	+ 0,005*		+ 0,000*	+ 0,033*	- 0,000*
Klimazone 2 $n = 12$	$\delta^{18}\text{O}_{\text{Vegetation}}$	$\delta^{18}\text{O}_{\text{Grundwasser}}$	$\delta^{18}\text{O}_{\text{OIPC}}$	°N	°O	Höhenlage
$\delta^{18}\text{O}_{\text{Vegetation}}$		0,275	0,388	0,278	0,357	0,109
$\delta^{18}\text{O}_{\text{Grundwasser}}$	0,275		0,158	0,143	0,710	0,109
$\delta^{18}\text{O}_{\text{OIPC}}$	0,388	0,158		+ 0,003*	0,051	0,136
Klimazone 3 $n = 4$	$\delta^{18}\text{O}_{\text{Vegetation}}$	$\delta^{18}\text{O}_{\text{Grundwasser}}$	$\delta^{18}\text{O}_{\text{OIPC}}$	°N	°O	Höhenlage
$\delta^{18}\text{O}_{\text{Vegetation}}$		0,400	0,288	0,250	0,502	0,063
$\delta^{18}\text{O}_{\text{Grundwasser}}$	0,400		0,072	- 0,033*	0,847	0,122
$\delta^{18}\text{O}_{\text{OIPC}}$	0,288	0,072		0,256	0,527	-0,009*

Entsprechend dieser signifikanten Korrelationen sollte sich der $\delta^{18}\text{O}$ -Wert der **Grundwasserproben** mit signifikanten Regressionsgleichungen in den Klimazonen 1 und 3 beschreiben lassen (siehe Abbildung 69). Der Unterschied in der Auswirkung des Breitengradfaktors, welcher in Klimazone 1 positiv mit dem $\delta^{18}\text{O}_{\text{Grundwasser}}$ -Wert korreliert, in Klimazone 3 negativ, zeigt, dass eine Analyse des Datensets ohne Trennung nach Klimazonen keinen Sinn ergeben würde. Eine multiple lineare Regressionsanalyse in SPSS ergab, dass in beiden Klimazonen der entscheidende Faktor der Breitengrad darstellt. Auch wenn die $\delta^{18}\text{O}$ -Werte der Grundwasserproben in Klimazone 1 ebenfalls signifikant mit dem Höhengrad und dem OIPC-Wert korrelieren, sind diese Faktoren innerhalb der Regressionsanalyse nicht signifikant ($p_{\text{Höhe}} = 0,858$ und $p_{\text{OIPC}} = 0,763$) und führen zu keiner Verbesserung des linearen Modells (schrittweise multiple lineare Regression schließt alle weiteren Variablen aus). Daher wurde die Regressionsanalyse in beiden Fällen auf den **Breitengrad** als einzige Variable reduziert.

Mit einem R^2 von 0,634 und einem p-Wert von $\leq 0,000$ lassen sich 63,4 % der beobachteten Streuung in der nordalpinen Klimazone (Zone 1), durch die folgende Regressionsfunktion signifikant erklären:

$$\delta^{18}\text{O}_{\text{Grundwasser}} [\text{‰}] = -101,879 + 1,898 * \text{Breitengrad } [^\circ\text{N}] \pm 0,78 \quad [\text{Formel 4}]$$

Für die südalpine Klimazone (Zone 3) lässt sich folgende Formel mit einem R^2 von 0,826 und einem p-Wert von 0,033 erstellen:

$$\delta^{18}\text{O}_{\text{Grundwasser}} [\text{‰}] = 126,817 - 2,969 * \text{Breitengrad } [^\circ\text{N}] \pm 0,35 \quad [\text{Formel 5}]$$

Regressionsgleichungen des **OIPC**-Wertes wurden nicht erstellt, da es sich hierbei bereits um einen aus den geografischen Koordinaten- und Höhendaten berechneten Wert handelt. Dieser Wert wurde innerhalb der Korrelationsanalyse lediglich miteingeschlossen, um untersuchen zu können, ob der Pflanzen- und auch der Grundwasserwert von diesem signifikant beeinflusst werden. Ein solcher Einfluss scheint nur in Klimazone 1 in Form einer linearen Korrelation mit den Grundwasserdaten zu bestehen. Der extrapolierte $\delta^{18}\text{O}$ -Wert des jahresdurchschnittlichen Niederschlags scheint hier einen angemessenen Durchschnittswert für das in den Aquiferen des deutschen Voralpenlands ankommenden Sickerwassers einzunehmen, wobei der $\delta^{18}\text{O}$ -Wert des Grundwassers signifikant von diesem beeinflusst wird.

Neben einer signifikanten Korrelation mit dem Breitengrad korrelieren die $\delta^{18}\text{O}_{\text{Grundwasser}}$ -Werte in Klimazone 1 auch mit der **Höhenlage**, allerdings negativ. Dies könnte durch die signifikant negative Korrelation des Breitengrades mit der Höhenlage in dieser Klimazone zusammenhängen (siehe Tabelle 17). Dementsprechend lässt sich auch mit der Höhenlage eine signifikante lineare Regressionsgerade berechnen (p-Wert $\leq 0,000$). Diese ist mit einem Bestimmtheitsmaß von 0,412 allerdings etwas ungenauer als die Regressionslinie des Breitengrades und besitzt dementsprechend auch einen höheren Standardfehler des Schätzers von 0,98. Die Streuung der Datenpunkte um die Regressionsgerade ist in Abbildung 70 einsehbar. Die Funktion der Regressionsgeraden lautet:

$$\delta^{18}\text{O}_{\text{Grundwasser}} [\text{‰}] = -8,027 - 0,005 * \text{Höhenlage } [\text{m ü. NN.}] \pm 0,98 \quad [\text{Formel 6}]$$

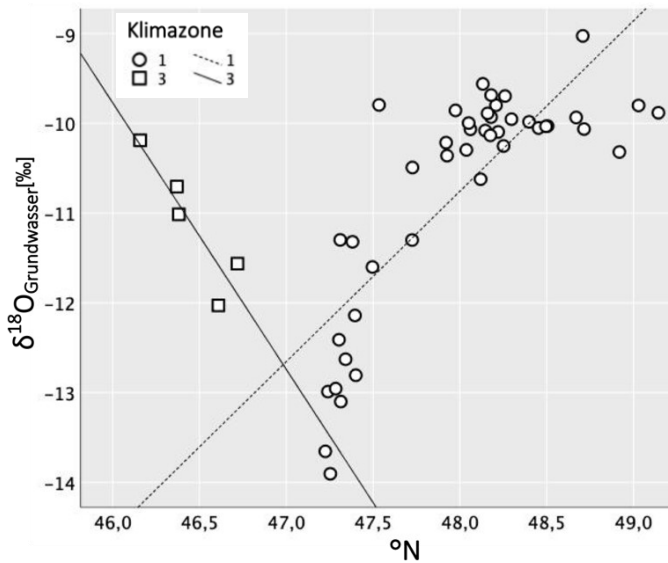


Abbildung 69 Lineare Regression des $\delta^{18}\text{O}$ -Wertes der Grundwasserproben der beiden Klimazonen 1 und 3 (nordalpin und südalpin) mit dem Längengrad der Fundorte.

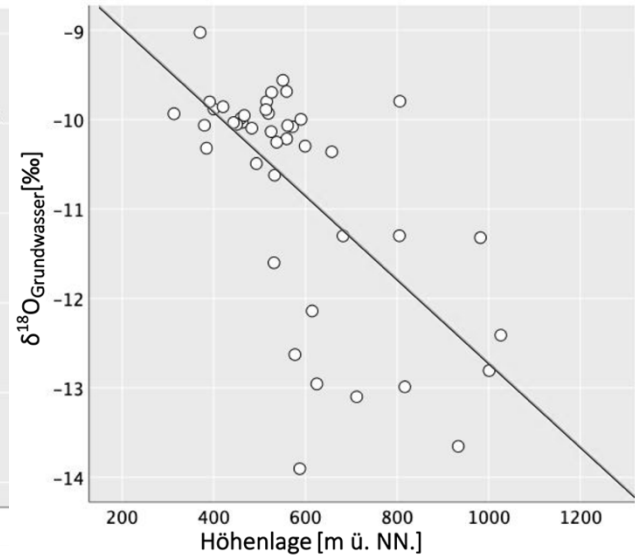


Abbildung 70 Regression der nordalpinen $\delta^{18}\text{O}$ -Grundwasser-Werte von Klimazone 1 mit der Höhenlage.

C 1.2 Differenz zwischen α -Zellulose und den beiden Wassertypen

Wie das voran gegangene Kapitel zeigt, ist keine lineare Korrelation zwischen den α -Zellulose-Werten und denen der beiden Wasserquellen zu sehen. Betrachtet man jedoch die Differenz zwischen den α -Zelluloseproben, den Grundwasserproben und dem OIPC-Wert etwas genauer, so fällt auf, dass beide Δ -Werte deutlich höher sind als der reine Fraktionierungseffekt, welcher während des Einbaus von Sauerstoffatomen aus Wassermolekülen in die Carbonylgruppen auftritt und eine Fraktionierung von 27 ‰ verursacht (siehe Tabelle 40). Dabei liegen die $\Delta_{\alpha\text{-Zellulose-Grundwasser}}$ -Werte im Mittel bei $38,59 \text{ ‰} \pm 1,62 \text{ ‰}$, mit einer minimalen Differenz von 8,84 ‰ und einer maximalen Differenz von 16,21 ‰ zu den 27 ‰. Die $\Delta_{\alpha\text{-Zellulose-OIPC}}$ -Werte sind mit Werten von $36,56 \pm 1,01 \text{ ‰}$ etwas niedriger und enger gefasst. Dennoch besitzen sie Werte, die um 7,35 ‰ bis 11,95 ‰ höher sind als der reine Fraktionierungseffekt des Carbonylsauerstoffaustausches erklären würde. Dies weist darauf hin, dass weitere Fraktionierungseffekte den $\delta^{18}\text{O}$ -Wert der α -Zellulose beeinflussen.

Fundortübergreifend wurde kein Unterschied zwischen den verschiedenen **Spezies** beobachtet. Die Δ -Werte der neben der Hasel untersuchten Pflanzenarten ($n = 15$, davon eine bis vier Proben von: Sambucus, Prunus, Malus, Juglans, Fraxinus und Acacia) liegen innerhalb der Variabilität der Differenzen, welche zwischen den α -Zellulose-Werten der Haselnusspflanzen und den Wasserquellen beobachtet wurden ($n = 56$).

Tabelle 40 $\Delta_{\alpha\text{-Zellulose-Grundwasser}}$ - und $\Delta_{\alpha\text{-Zellulose-OIPC}}$ -Werte in [‰] der bearbeiteten 71 Fundorte. Vegetationsproben von mit „*“ gekennzeichneten Fundortkennnummern (FKNr) stammen nicht von Haselnusssträuchern.

FKNr	101	105	106	108	111	112	114	115*	116*	118*	121*	125*	127	130	131	132	136*	137
Δ_{α} -Zellulose-OIPC	36,79	36,83	37,60	35,56	38,17	35,94	35,99	37,41	37,81	35,46	36,89	36,18	35,71	38,03	36,62	36,57	36,67	35,89
Δ_{α} -Zellulose-Grundwasser	38,22	-	38,69	36,96	-	36,74	37,37	38,51	39,21	36,91	38,55	-	37,27	-	37,90	37,70	38,50	37,06
FKNr	138	140	143*	144	147*	148	149*	150*	151	153	154	155	157	158	164	165	166	167
Δ_{α} -Zellulose-OIPC	34,35	36,47	37,83	37,52	36,69	36,95	36,04	34,65	36,99	37,44	36,61	36,04	36,68	36,75	36,14	36,64	36,08	36,59
Δ_{α} -Zellulose-Grundwasser	36,07	37,57	38,59	38,71	38,15	37,83	37,39	35,84	-	38,77	-	37,04	37,21	-	38,06	38,17	37,52	39,19
FKNr	202	203	204	206	207	212	215	217	221	227*	229	230	231	232*	234	235	236	237
Δ_{α} -Zellulose-OIPC	37,27	35,36	37,12	35,39	37,12	37,66	37,13	-	35,63	36,78	38,26	35,59	37,91	35,00	-	37,30	35,20	37,94
Δ_{α} -Zellulose-Grundwasser	39,19	37,22	40,53	37,68	41,11	41,13	41,48	-	37,71	-	-	36,86	43,21	-	-	41,51	38,84	39,58
FKNr	240	241	242	243	244	245	246	247	248	249	254	255	302	304*	308*	310	311*	
Δ_{α} -Zellulose-OIPC	36,91	34,80	36,07	35,66	36,55	35,52	36,60	37,68	35,79	37,59	35,07	35,37	38,95	-	36,18	38,74	35,60	
Δ_{α} -Zellulose-Grundwasser	39,65	38,51	38,16	39,88	40,86	39,02	40,20	42,13	40,09	-	36,73	-	42,31	-	39,10	41,05	38,29	

Untersucht man den Unterschied zwischen den Wassertypen und den α -Zellulose-Proben auf ihre **Korrelation** hin, so wird Folgendes sichtbar: In allen Klimazonen besteht eine signifikante lineare Korrelation zwischen dem $\Delta_{\alpha\text{-Zellulose-OIPC}}$ - und dem $\Delta_{\alpha\text{-Zellulose-Grundwasser}}$ -Wert (siehe Tabelle 41). Die Durchführung eines Kruskal-Wallis-Tests zeigt, dass die Mediane der $\Delta_{\alpha\text{-Zellulose-Grundwasser}}$ - und der $\Delta_{\alpha\text{-Zellulose-OIPC}}$ -Werte über die drei Klimazonen nicht signifikant unterschieden werden können, wobei die p-Werte bei 0,108 und 0,481 liegen (siehe Abbildung 71).

Betrachtet man die Korrelation zwischen den Δ -Werten aller Fundorte über die geografischen Faktoren und die Höhenlage hinweg, so sieht man, dass der $\Delta_{\alpha\text{-Zellulose-OIPC}}$ -Wert signifikant negativ mit dem Längengrad korreliert, der $\Delta_{\alpha\text{-Zellulose-Grundwasser}}$ -Wert hingegen negativ mit dem Breitengrad ($p < 0,000$) und positiv mit der Höhenlage ($p = 0,001$). Da die Klimazonen entlang des Breitengrads voneinander getrennt sind, und auch die Höhenlage signifikant mit den Klimazonen korreliert ($p = 0,007$), ist die Korrelation zwischen den $\Delta_{\alpha\text{-Zellulose-Grundwasser}}$ - und $\Delta_{\alpha\text{-Zellulose-OIPC}}$ -Werten und den Fundortvariablen innerhalb der Klimazonen vermutlich so schwach ausgeprägt. Nur Klimazone 1 weisen die $\Delta_{\alpha\text{-Zellulose-Grundwasser}}$ -Werte dieselbe Korrelation auf wie der Gesamtdatensatz. In Klimazonen 2 und 3 ist hingegen keine signifikante Korrelation zwischen den $\Delta_{\alpha\text{-Zellulose-Grundwasser}}$ -Werten und der Höhenlage und dem Breiten- und Längengrad nachweisbar. Die $\Delta_{\alpha\text{-Zellulose-OIPC}}$ -Werte der Klimazonen zeigen in keiner der Zonen eine signifikante Korrelation mit dem Längengrad auf, in Klimazone 2 jedoch eine signifikante negative lineare Korrelation mit dem Breitengrad und in Klimazone 3 eine signifikant positive Korrelation mit der Höhenlage.

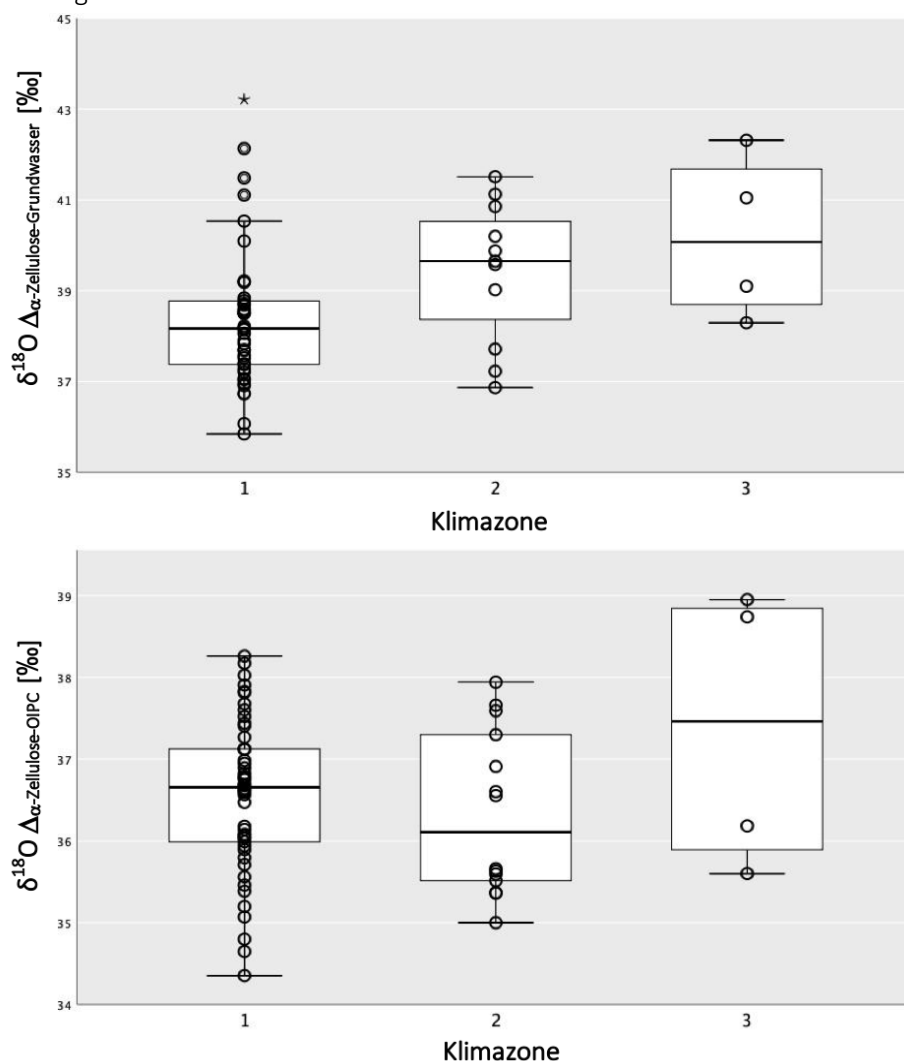


Abbildung 71 Verteilung der Differenzen zwischen den $\delta^{18}\text{O}$ -Werten der α -Zellulose-Proben und der lokalen Grundwasserproben und der OIPC-Werte der drei Klimazonen.

Tabelle 41 p-Werte einer Pearson-Korrelation der Differenzen zwischen den α -Zellulose-Proben und den beiden Wasserquellen. Signifikante Werte wurden mit einem „*“ gekennzeichnet und die Form der Korrelation mit einem „-“ oder einem „+“ näher beschrieben.

Klimazone 1	$\Delta\alpha$ -Zellulose-OIPC	$\Delta\alpha$ -Zellulose-Grundwasser	°N	°O	Höhenlage
$\Delta\alpha$ -Zellulose-OIPC		+0,000*	0,994	0,141	0,668
$\Delta\alpha$ -Zellulose-Grundwasser	+0,000*		-0,000*	0,111	+0,004*
Klimazone 2	$\Delta\alpha$ -Zellulose-OIPC	$\Delta\alpha$ -Zellulose-Grundwasser	°N	°O	Höhenlage
$\Delta\alpha$ -Zellulose-OIPC		+0,014*	-0,028*	0,102	0,287
$\Delta\alpha$ -Zellulose-Grundwasser	+0,014*		0,073	0,499	0,224
Klimazone 3	$\Delta\alpha$ -Zellulose-OIPC	$\Delta\alpha$ -Zellulose-Grundwasser	°N	°O	Höhenlage
$\Delta\alpha$ -Zellulose-OIPC		+0,029*	0,238	0,516	+0,039*
$\Delta\alpha$ -Zellulose-Grundwasser	+0,029*		0,111	0,322	0,133
Gesamt	$\Delta\alpha$ -Zellulose-OIPC	$\Delta\alpha$ -Zellulose-Grundwasser	°N	°O	Höhenlage
$\Delta\alpha$ -Zellulose-OIPC		+0,000*	0,599	-0,041*	0,380
$\Delta\alpha$ -Zellulose-Grundwasser	+0,000*		-0,000*	0,149	+0,001*

C 2 Säugetiersignaturen

C 2.1 Archäologisches Datenset

Für die Einschätzung der Anwendbarkeit der Umweltprobendaten als Referenzwerte in der $\delta^{18}\text{O}$ -Analyse archäo(zoo)logischen Säugetiermaterials wurden die Umweltproben und der OIPC mit archäologischen Phosphatproben verglichen und mit diesen in Relation gesetzt. Von den 71 bearbeiteten Fundorten stand allerdings nur an 35 Fundorten Säugetiermaterial zur Verfügung. Lediglich an 31 dieser Fundorte sind zudem $\delta^{18}\text{O}$ -Daten zu den drei bearbeiteten Materialien (Grundwasser, α -Zellulose und Skelettmaterial) vorhanden. Dabei existieren an den Fundorten 125, 151, 154 und 229 keine Grundwasserdaten und an den Fundorten 217 und 304 keine α -Zellulose-Daten. Der verwendete Säugetierdatensatz setzt sich aus 238 individuellen Datenpunkten zusammen, wobei pro Fundort zwischen zwei und 16 Werte vorhanden sind. Die zur Analyse herangezogenen Säugetierdatenpunkte sind in Tabelle 42 zusammengefasst. Dabei treten **$\delta^{18}\text{O}$ -Werte** von 12,5 ‰ bis 17,1 ‰ auf, mit einem Mittelwert von 14,57 ‰ und einer Standardabweichung von 0,85 ‰. Innerhalb der Klimazonen lassen sich sowohl die Verteilungen als auch die Mediane der untersuchten Fundorte signifikant voneinander unterscheiden (Kruskal-Wallis-Test: $p_{\text{Verteilung}} = 0,000$, $p_{\text{Mediane}} = 0,003$). Innerhalb von Klimazone 1 wurden Werte von 12,50 ‰ bis 16,50 ‰ beobachtet ($n = 173$), in Klimazone 2 Werte von 12,70 ‰ bis 15,50 ‰ ($n = 25$) und in Klimazone 3 $\delta^{18}\text{O}$ -Werte von 12,60 ‰ bis 17,10 ‰ ($n = 40$). Wie in Kapitel IIIC 2 beschrieben, wurden die $\delta^{18}\text{O}_{\text{Phosphat}}$ -Werte mit Hilfe inverser artspezifischer Regressionsfunktionen auf den erwarteten $\delta^{18}\text{O}_{\text{Trinkwasser}}$ -Wert der einzelnen Individuen zurückgerechnet. Dabei wurde eine Wertespanne von – 14,54 ‰, bis – 7,59 ‰ berechnet, mit einem Mittelwert von – 10,00 ‰ und einer Standardabweichung von 1,14 ‰. Die aus der Umrechnung resultierten $\delta^{18}\text{O}$ -Trinkwasserwerte können in der Appendix Tabelle 10 eingesehen werden.

Die **Spannbreite** der an den einzelnen Fundorten beobachteten Phosphatdaten reicht von 0,10 ‰ bis 3,8 ‰, innerhalb des Trinkwasserdatensatzes von 0,15 ‰ bis 5,84 ‰.

Da die verschiedenen Klimazonen keinen wesentlichen Einfluss auf die Physiologie oder das Verhalten der untersuchten Säugetiere nehmen sollten, wurde das Verhältnis der archäologischen $\delta^{18}\text{O}$ -Werte zu den Umweltmaterialien ohne eine Trennung der Fundorte nach Klimazonen durchgeführt. Allerdings wurden die untersuchten **Spezies** bei der Analyse der reinen $\delta^{18}\text{O}_{\text{Phosphat}}$ -Werte voneinander getrennt bearbeitet. Betrachtet man die einzelnen Arten separat, so teilen sich die Spannbreiten der Phosphatwerte der bearbeiteten Fundorte in Intervalle von 0,1 ‰ bis 2,2 ‰ in den Schweinedaten (30 Fundorte mit > 1 Datenpunkt), von 0,1 ‰ bis 3 ‰ in den Rinderdaten (29 Fundorte mit > 1 Datenpunkt), von 0 ‰ bis 3,8 ‰ in den Rothirschdaten (15 Fundorte mit > 1 Datenpunkt) und 3,1 ‰ in den Menschendaten (1 Fundort mit > 1 Datenpunkt) auf.

Tabelle 42 Für die Analyse verwendete $\delta^{18}\text{O}$ -Messwerte [‰] der Phosphatfraktion ($\delta^{18}\text{O}_\text{P}$) der archäologischen Säugetierproben. Mit: FKNr = Fundortkennnummer.

FKNr	Ortsname	Spezies	$\delta^{18}\text{O}_\text{P}$	FKNr	Ortsname	Spezies	$\delta^{18}\text{O}_\text{P}$	FKNr	Ortsname	Spezies	$\delta^{18}\text{O}_\text{P}$	FKNr	Ortsname	Spezies	$\delta^{18}\text{O}_\text{P}$	FKNr	Ortsname	Spezies	$\delta^{18}\text{O}_\text{P}$
101	Aislingen	Schwein	14,49	127	Manching	Rothirsch	14,90	148	Schwabmünchen	Schwein	13,80	215	Innsbruck Kalvarienberg	Schwein	12,80	241	Thaur	Rind	14,60
		Schwein	15,54			Rind	14,80			Rind	15,50			Rind	16,10			Rind	14,20
		Schwein	15,20			Rind	15,80			Rind	15,10			Rind	14,70			Rind	14,50
106	Berching	Rind	14,30			Rind	15,20	149	Erding	Rind	15,30	217	Kirchbichl	Rind	13,10	302	Brixen	Rothirsch	13,20
		Rind	15,10			Schwein	15,00			Rothirsch	15,40			Rothirsch	13,40			Rothirsch	13,30
		Rind	14,60			Schwein	14,90			Schwein	15,10			Schwein	13,70			Rothirsch	13,60
		Schwein	15,20			Schwein	15,00			Schwein	14,80			Schwein	15,20			Rothirsch	17,10
		Schwein	14,80			Rothirsch	14,50			Rind	15,60			Rind	15,70			Rothirsch	15,60
		Schwein	15,60			Rothirsch	14,30			Rind	16,50			Rind	14,60			Rothirsch	14,90
		Rothirsch	14,80			Rothirsch	15,30			Rind	16,30			Rind	14,10			Schwein	15,70
		Rothirsch	15,50			Rind	14,40			Rothirsch	14,80	229	Mieming	Rind	13,40			Schwein	15,10
		Rothirsch	15,60			Rind	14,20			Rothirsch	15,40			Rind	13,90			Schwein	14,70
		Rothirsch	14,30			Rind	15,00			Rothirsch	15,30			Rind	13,30			Rind	15,10
108	Eching	Rind	15,60	131	Pestenacker	Schwein	14,40	150	Steinebach	Schwein	15,00			Schwein	14,00			Rind	15,10
		Rind	14,90			Schwein	14,30			Schwein	14,80			Schwein	13,90			Rind	16,10
		Rind	16,30			Schwein	14,00			Schwein	14,30			Schwein	15,70			Mensch	13,30
		Schwein	14,30			Schwein	15,39			Rind	14,70			Rothirsch	14,60			Mensch	13,60
		Rothirsch	15,60			Schwein	14,40			Rind	15,30			Rothirsch	14,50			Mensch	13,80
		Schwein	13,00			Schwein	14,81			Rind	14,50			Rothirsch	14,40			Mensch	13,70
		Schwein	15,00	132	Poing	Schwein	16,10			Rind	14,72	230	Pfaffenhofen	Rind	13,50			Mensch	13,90
		Rind	14,40			Schwein	15,20			Rind	13,98			Rind	14,20			Mensch	14,00
114	Freising	Rind	15,60	136	Trudering	Schwein	14,60	151	Aschheim	Rind	14,37	236	Wiesing	Rind	13,00	304	Latsch	Mensch	15,30
		Rind	15,70			Rind	15,50			Schwein	14,28			Rind	14,10			Mensch	14,50
		Schwein	15,20			Rind	15,40	153	Kirchheim	Schwein	14,70			Rind	13,30			Mensch	13,90
		Schwein	15,70			Rind	15,50			Schwein	14,42			Rind	13,70			Mensch	14,00
		Schwein	15,70			Rothirsch	15,30			Rind	13,58			Schwein	13,90			Mensch	14,40
		Rothirsch	15,50	137	Unterhaching	Rind	14,70	154	Kleinaitingen	Rind	13,74			Schwein	14,80			Mensch	13,50
		Rothirsch	14,60			Rind	14,90			Rind	13,66			Schwein	14,40			Mensch	12,80
		Rothirsch	15,40			Rind	14,80			Rind	14,41			Rind	14,30			Mensch	15,90
115	Griesstetten	Schwein	15,00			Rothirsch	13,20	155	Königsbrunn	Rind	14,40	237	Ampass	Rind	14,30			Mensch	14,10
		Schwein	15,40			Rothirsch	14,10			Rind	13,70			Rind	14,80			Mensch	12,90
		Schwein	15,20			Rothirsch	13,90	166	Langweid	Schwein	15,36			Schwein	14,40	310	Sanzeno	Schwein	14,00
		Rothirsch	15,40			Schwein	14,60			Schwein	15,19			Schwein	13,40			Schwein	14,80
		Rothirsch	14,90			Schwein	14,60			Schwein	14,54			Schwein	15,50			Schwein	14,20
		Rothirsch	15,20			Schwein	14,30	167	Kempten	Schwein	14,33			Rothirsch	14,60			Rind	14,90
		Rind	15,40	143	Aubing	Schwein	13,93			Schwein	13,75			Schwein	15,30			Rind	14,30
		Rind	15,40			Schwein	15,00			Rind	14,90	240	Birgitz	Rind	13,40			Rind	14,70
		Rind	13,70			Schwein	16,13			Rind	13,00			Rind	14,10			Schwein	13,70
116	Grünwald	Rind	15,70			Schwein	15,40	203	Brixlegg	Rind	13,60			Rothirsch	14,00			Schwein	14,20
		Rind	14,80			Schwein	14,70			Rothirsch	13,70			Rind	12,70			Schwein	14,10
		Rind	15,20			Schwein	14,00			Rothirsch	13,70			Rothirsch	13,10			Rind	14,90
		Schwein	14,10	147	Wehringen	Rind	15,30	206	Fritzens	Rind	14,20			Schwein	13,60	311	Zambana	Rind	15,70
		Schwein	14,30			Rothirsch	14,30			Rind	15,00			Schwein	12,80			Rind	16,20
		Schwein	14,50			Rothirsch	15,00			Schwein	12,50			Schwein	12,80			Rothirsch	16,40
125	Langengeisling	Schwein	13,23			Rothirsch	14,00			Schwein	13,80			Rothirsch	13,90			Rothirsch	14,60
127	Manching	Rind	14,62	148	Schwabmünchen	Rind	15,20	215	Innsbruck Kalvarienberg	Schwein	13,90	241	Thaur	Schwein	13,60			Rothirsch	12,60
		Rothirsch	15,30			Schwein	14,80			Schwein	14,00			Schwein	13,00				
		Rothirsch	15,70			Schwein	15,40			Schwein	14,00			Schwein	14,20				

C 2.2 Analyse der Mediane der Phosphatwerte der drei Tierarten und aller berechneten Trinkwasserwerte

Um das Verhalten der archäologischen Phosphatdaten zu untersuchen, wurden diese mit den gegebenen sechs Fundortvariablen $\delta^{18}\text{O}_{\text{OIPC}}$, $\delta^{18}\text{O}_{\text{Grundwasser}}$, $\delta^{18}\text{O}_{\text{Vegetation}}$ (α -Zellulose), Höhenlage, Breiten- und Längengrad verglichen. Da pro Fundort verschieden viele Individuen der vier untersuchten Spezies vorhanden sind und eine Überrepräsentanz einzelner Fundorte in der Korrelations- und Regressionsanalyse vermieden werden sollte, wurden die **Mediane der jeweiligen Fundorte** in den Analysen herangezogen. Durch die Tatsache, dass der Großteil der anthropologischen Proben aus Leichenbrand besteht und die Hitzeeinwirkung bei der Verbrennung eines Körpers den biogenen $\delta^{18}\text{O}_{\text{Phosphat}}$ -Wert verändert, sind lediglich an einem einzigen Fundort (304 Latsch) Menschendaten vorhanden. Diese stammen von Proben unverbrannter Körpergräber. Da somit keine Korrelation über verschiedene Fundorte untersucht werden kann, fällt die Spezies *Homo sapiens* aus der speziesspezifischen Korrelationsanalyse der Phosphatwerte heraus, wodurch die Analyse der Phosphatwerte auf die drei Tierarten Schwein, Rind und Rothirsch begrenzt ist.

Im Falle der auf den $\delta^{18}\text{O}_{\text{Trinkwasser}}$ -Wert umgerechneten Daten, wurde der Median unabhängig von der Spezies aus allen am Fundort verfügbaren archäologischen Datenpunkten gebildet. Hier sind auch die Menschendaten enthalten. Die verwendeten Medianwerte sind in Tabelle 43 einsehbar.

Tabelle 43 $\delta^{18}\text{O}$ -Werte [‰] der für die Analyse verwendeten Mediane der untersuchten Fundorte (FKNr = Fundortkennnummer). Die Mediane der drei Tierarten Schwein, Rind und Rothirsch beziehen sich auf die Phosphatwerte. Die Trinkwassermediane enthalten hingegen die auf das Trinkwasser umgerechneten $\delta^{18}\text{O}$ -Werte aller archäologischen Datenpunkte (inklusive die der Menschen).

FKNr	Schwein	Rind	Rothirsch	Trinkwasser	FKNr	Schwein	Rind	Rothirsch	Trinkwasser
101	15,20	-	-	-8,76	154	-	13,70	-	-11,14
106	15,20	14,60	15,50	-9,23	155	-	14,40	-	-10,41
108	14,30	15,60	14,95	-9,52	166	15,28	-	-	-8,67
114	15,70	15,60	15,40	-9,12	167	14,33	-	-	-9,78
115	15,20	15,40	15,20	-9,30	203	-	13,60	13,70	-10,65
116	14,30	15,20	-	-9,72	206	13,80	14,60	-	-10,40
125	13,23	14,62	-	-10,63	215	14,00	14,70	13,40	-10,16
127	15,00	15,20	15,30	-9,11	217	14,45	14,60	-	-10,21
131	14,30	14,40	14,50	-9,93	229	14,00	13,40	14,50	-10,16
132	14,81	-	-	-9,22	230	-	13,50	-	-11,30
136	15,20	15,50	15,30	-9,32	236	14,40	13,70	-	-10,49
137	14,60	14,80	13,90	-10,02	237	14,85	14,30	14,60	-9,93
143	15,00	-	-	-9,00	240	12,80	13,40	13,90	-11,19
147	14,70	15,25	14,30	-9,57	241	13,60	14,50	13,30	-10,63
148	14,80	15,30	15,40	-9,32	302	15,10	15,10	15,60	-8,94
149	14,95	16,30	15,30	-9,17	304	-	-	-	-12,47
150	14,80	14,70	-	-9,67	310	14,20	14,70	-	-10,02
151	-	14,37	-	-10,44	311	14,10	15,70	14,60	-9,92
153	14,42	-	-	-9,68					

In Tabelle 44 sind die Ergebnisse einer paarweisen **Korrelationsanalyse** nach Pearson gelistet. Dabei wird ersichtlich, dass in allen drei untersuchten Tierspezies sowie in dem $\delta^{18}\text{O}_{\text{Trinkwasser}}$ -Wert der Fundorte eine signifikante lineare Korrelation mit dem $\delta^{18}\text{O}_{\text{Grundwasser}}$ -Wert und der Höhenlage vorhanden ist. Dabei korrelieren die Daten mit dem Grundwasser positiv und mit der Höhenlage negativ. Eine signifikante Korrelation mit dem, oftmals als Referenz für den lokalen $\delta^{18}\text{O}$ -Wert herangezogenen, modernen OIPC-Wert weist das hier untersuchte archäologische Datenset nur innerhalb des Rinderdatensets und der Trinkwasserwerte auf. Vereinzelt besteht auch eine signifikante Korrelation mit dem Breitengrad und dem $\delta^{18}\text{O}$ -Wert der α -Zellulose. Eine signifikante lineare Korrelation mit dem Längengrad existiert in keinem der untersuchten Datensätze.

Tabelle 44 Pearson-Korrelation zwischen den $\delta^{18}\text{O}_{\text{Phosphat}}$ -Medianwerten der archäologischen Säugetierdaten und der kalkulierten Trinkwasserwerte mit den sechs untersuchten Fundortvariablen. Angegeben sind die p-Werte. Signifikante Korrelation wurden mit einem „*“ gekennzeichnet und die Art der Korrelation wurde mit einem „+“ bzw. einem „-“ für positiv und negativ angegeben.

p-Werte	$\delta^{18}\text{O}_{\text{OIPC}}$	$\delta^{18}\text{O}_{\text{Grundwasser}}$	$\delta^{18}\text{O}_{\text{Vegetation}}$	°N	°O	Höhenlage
Schwein	0,479	+0,001*	0,335	+0,005*	0,915	-0,002*
Rind	+0,008*	+0,036*	0,330	0,157	0,314	-0,001*
Rothirsch	0,547	+0,006*	0,050*	0,057	0,656	-0,005*
Trinkwasser	+0,029*	+0,001*	+0,031*	+0,002*	0,779	-0,000*

C 2.2.1 Trinkwasser

Verwendet man die in den $\delta^{18}\text{O}_{\text{Trinkwasser}}$ -Wert zurückgerechneten Daten, so wird eine gewisse **Ungenauigkeit** in den Datensatz eingebracht, doch können hierbei die $\delta^{18}\text{O}$ -Werte der verschiedenen Spezies miteinander verglichen und gemeinsam ausgewertet werden. Dadurch kann wiederum die Genauigkeit und Stabilität des erstellten Modells steigen, da mehrere Datenpunkte in die Analyse einbezogen werden können.

Die **Mediane** der berechneten Trinkwasserwerte weichen zwischen 0,05 ‰ und 2,79 ‰ von denen der lokalen Grundwasserproben ab, mit einem Mittelwert von $0,91 \pm 0,64$ ‰. Die Differenz zu den OIPC-Werten ist minimal größer, mit einem Mittelwert von $1,12 \pm 0,76$ ‰ und reicht von 0,06 ‰ bis 2,97 ‰. Dabei liegt der $\delta^{18}\text{O}$ -Wert des OIPCs an insgesamt 19 der 33 Fundorte, an welchen alle drei Werte vorhanden sind, weiter von den Werten des kalkulierten Trinkwassermedians entfernt als der $\delta^{18}\text{O}$ -Wert der Grundwasserproben.

Eine schrittweise lineare multiple **Regressionsanalyse** mit SPSS, welche die Auswirkung der sechs gegebenen Variablen auf den Trinkwassermedian untersucht, reduziert die signifikanten und ausschlaggebenden Variablen auf die drei Faktoren Höhenlage, Vegetation und Breitengrad. Mit einem korrigierten Bestimmtheitsmaß von $R^2 = 0,612$ und einem p-Wert von $\leq 0,000$ lassen sich 61,2 % der in den Medianen der Fundorte beobachteten Variabilität signifikant durch die erstellte Regressionsfunktion erklären. Diese lautet:

$$\delta^{18}\text{O}_{\text{Trinkwasser}}[\text{‰}] = -33,515 - 0,002 * \text{Höhenlage}[\text{m ü. NN.}] + 0,398 * \text{Breitengrad}[^\circ\text{N}] + 0,207 * \delta^{18}\text{O}_{\text{Vegetation}}[\text{‰}]$$

[Formel 7]

Der Standardfehler des Schätzers beträgt hierbei 0,42 ‰. Verwendet man diese Funktion, um den vor Ort erwarteten $\delta^{18}\text{O}_{\text{Trinkwasser}}$ -Wert archäologischer Säugetiere zu bestimmen, so erhält man die in Tabelle 45 berechneten Werte. Die Übereinstimmung der modellierten Datenpunkte mit den herangezogenen Medianen der Trinkwasserwerte ist in Abbildung 72 sichtbar.

Die Differenz zwischen dem Median der aus den Phosphatwerten berechneten $\delta^{18}\text{O}_{\text{Trinkwasser}}$ -Werte und den anhand der inversen Regressionsformeln **kalkulierten $\delta^{18}\text{O}_{\text{Trinkwasser}}$ -Werte** weist eine deutlich reduzierte Differenz im Vergleich zu den Unterschieden der Trinkwassermediane und der Grundwasser- sowie OIPC-Werte auf. Die mittlere Differenz beträgt hierbei lediglich $0,34 \pm 0,26$ ‰, mit einer Spannbreite von 0,03 ‰ bis 1,20 ‰.

Tabelle 45 $\delta^{18}\text{O}$ -Werte [‰] der nach der erstellten Regressionsfunktion [Formel 7] modellierten Trinkwasserwerte. Mit: FKNr = Fundortkennnummer.

FKNr	101	106	108	114	115	116	125	127	131	132	136	137
$\delta^{18}\text{O}_{\text{Trinkwasser}}$	-9,25	-8,81	-9,67	-9,48	-8,83	-9,61	-9,43	-9,25	-9,74	-9,64	-9,66	-9,99
FKNr	143	147	148	149	150	151	153	154	155	166	167	203
$\delta^{18}\text{O}_{\text{Trinkwasser}}$	-9,46	-9,60	-9,65	-9,55	-10,18	-9,70	-9,46	-9,63	-9,71	-9,44	-10,09	-10,31
FKNr	206	215	229	230	236	237	240	241	302	310	311	
$\delta^{18}\text{O}_{\text{Trinkwasser}}$	-10,86	-10,05	-10,45	-10,83	-10,24	-10,11	-10,63	-10,57	-9,76	-10,10	-9,75	

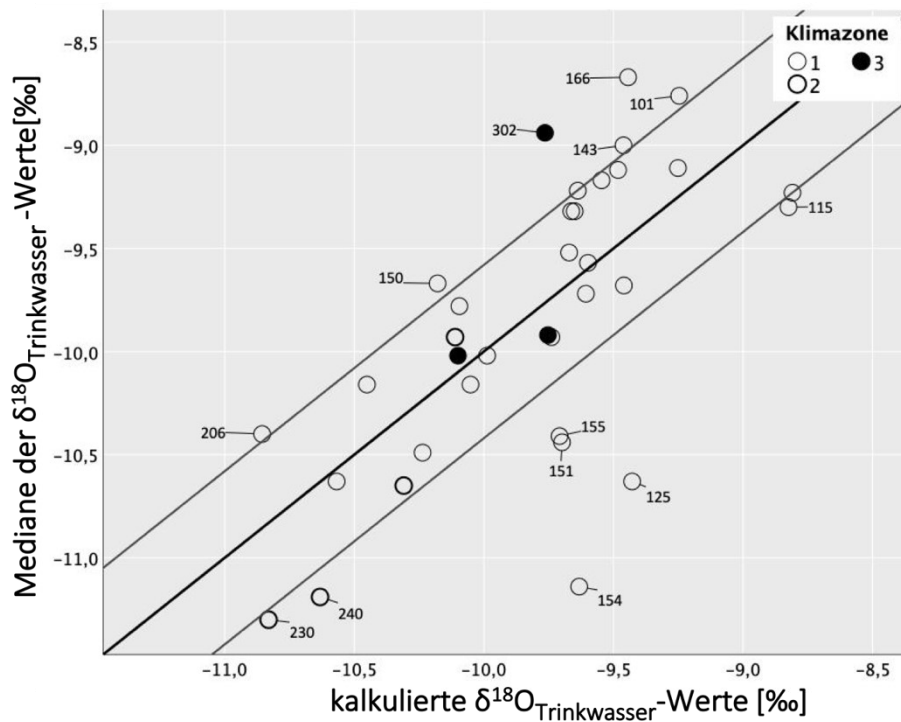


Abbildung 72 Übereinstimmung der kalkulierten $\delta^{18}\text{O}_{\text{Trinkwasser}}$ -Werte mit den tatsächlichen Medianen der $\delta^{18}\text{O}_{\text{Trinkwasser}}$ -Daten der untersuchten Fundorte. Die Winkelhalbierende wurde um den Wert des Standardfehlers des Schätzers von $\pm 0,42\text{‰}$ erweitert. Die Mediane der Trinkwasserwerte von 22 der 35 Fundorte mit α -Zellulose-Werten fallen hierbei in den berechneten Bereich.

Die erstellte Regressionsformel beschreibt den Mittelwert der Trinkwassermediane in über 50 % der der untersuchten Fundorte. Um die lokale Variabilität lokaler Individuen miteinzubeziehen, muss der kalkulierte $\delta^{18}\text{O}_{\text{Trinkwasser}}$ -Wert um die erwartete lokale Spanne erweitert werden. Die Spannweite des $\delta^{18}\text{O}$ -Wertes innerhalb einer Population von Säugetieren kann als 3 ‰ angesehen werden kann (Green et al. 2018; Lightfoot und O’Connell 2016; Pellegrini et al. 2016; White et al. 2002, 2004). Zieht man den lokalen kalkulierten Trinkwasserwert heran und erweitert diesen um einen Wert von $\pm 1,5\text{‰}$, so erhält man eine Wertespanne, welche für die Bestimmung der ortstypischen Sauerstoffisotopensignatur des Trinkwassers regionaler Säugetiere verwendet werden kann. Die Genauigkeit dieser **kalkulierten lokalen Spannen** wird im Folgenden durch einen Abgleich mit den individuellen $\delta^{18}\text{O}_{\text{Trinkwasser}}$ -Werten des archäologischen Säugetierdatensatzes geprüft.

Wie in Abbildung 73 sichtbar wird, werden hierbei 201 der 217 Tierdaten (92,63 %) in die kalkulierte lokale Spanne eingeschlossen. An 34 der 35 Fundorte kommt es zu einer **Übereinstimmung** der Hälfte der lokal verfügbaren Säugetierdaten mit dem berechneten lokalen Bereich. Nur an Fundort 154 liegen 2/3 der Datenpunkte außerhalb der kalkulierten lokalen Spanne. An 23 (65,7 %) der Fundorte sind alle Individuen im lokalen Trinkwasserbereich enthalten. Bei den nicht in den kalkulierten lokalen Trinkwasserbereich fallenden Säugetierdatenpunkten handelt es sich um 8/87 Schweine (9,2 %), 3/47 Rothirsche (6,4 %) und 5/83 Rinder (6,0 %). Die Lokalität der $\delta^{18}\text{O}$ -Werte der Menshendaten aus Fundort 304 konnten aufgrund des an diesem Fundort nicht vorhandenen α -Zellulose-Wertes nicht untersucht werden. Der Anteil an nach diesem Ansatz als nicht ortstypische $\delta^{18}\text{O}$ -Werteträger identifizierten Individuen scheint keine interspezifische Ausprägung aufzuweisen.

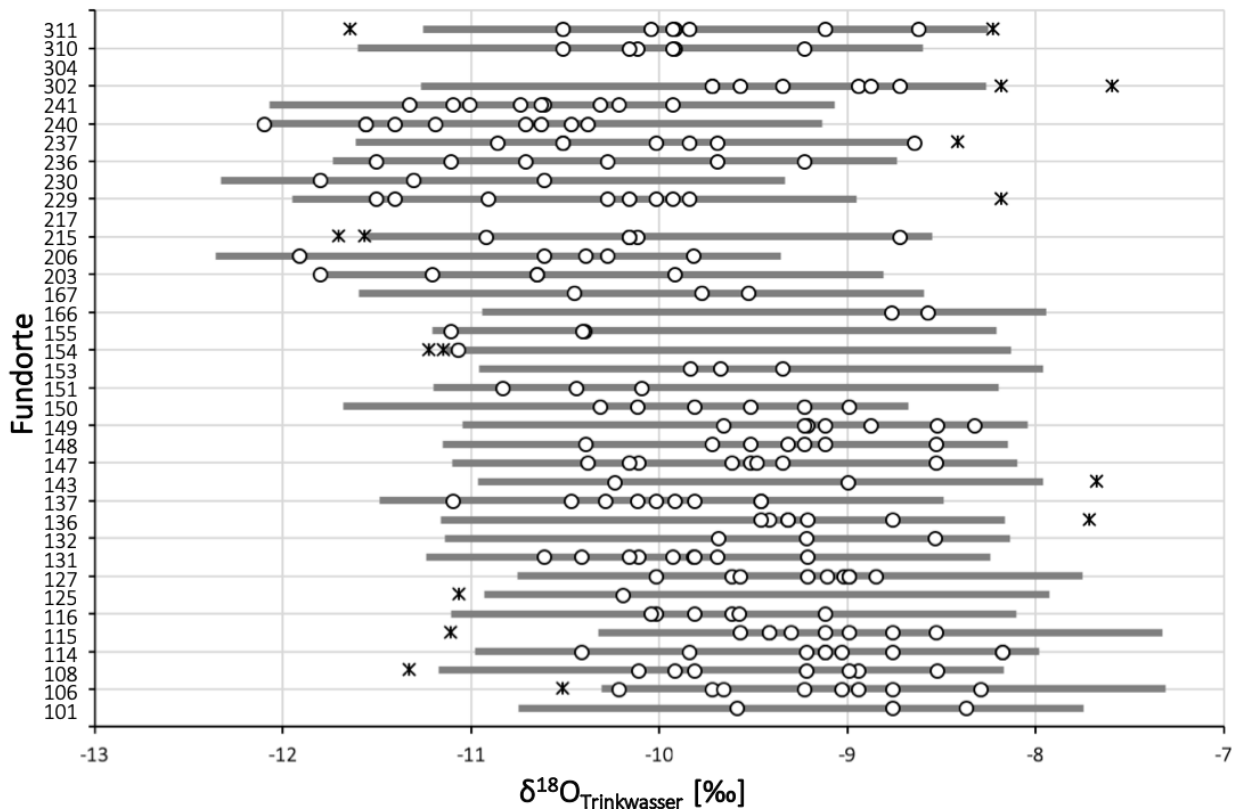


Abbildung 73 Vergleich der berechneten Trinkwasser- $\delta^{18}\text{O}$ -Werte der archäologischen Säugetierdaten mit den modellierten Trinkwasserwerten anhand der Höhenlage, der Vegetation und des Breitengrads. Die durchgezogene Linie entspricht der modellierten ortstypischen Isotopensignatur. Kreise stellen archäologische Daten dar, welche innerhalb der kalkulierten Spanne liegen. Datenpunkten, welche Werte außerhalb der lokalen Spanne einnehmen, sind als Sterne gekennzeichnet.

C 2.2.2 Speziesspezifische Regressionen

Möchte man auf die Umrechnung der Phosphatdaten in die Trinkwasserwerte verzichten, muss bei der Analyse der $\delta^{18}\text{O}$ -Werte eine Trennung der Spezies durchgeführt werden, da diese aufgrund physiologischer Faktoren unterschiedliche lokale $\delta^{18}\text{O}_{\text{Phosphat}}$ -Spannen besitzen. Wie die Korrelationsanalyse bereits gezeigt hat (Tabelle 44), weisen die $\delta^{18}\text{O}_{\text{Phosphat}}$ -Werte aller untersuchten Arten lineare Korrelationen mit der Höhenlage und dem Grundwasserwert auf.

Eine schrittweise lineare multiple Regressionsanalyse der Mediane der $\delta^{18}\text{O}_{\text{Phosphat}}$ -Werte mit allen sechs Variablen weist jedoch darauf hin, dass nicht beide signifikanten Faktoren gemeinsam für die Erstellung einer Regressionsfunktion verwendet werden sollten. Dies ist darauf zurückzuführen, dass diese beiden Variablen selbst signifikant miteinander korrelieren (siehe Tabelle 38) und somit eine Kollinearität besteht, welche die Stärke der multiplen linearen Regression verzerren würde. Die schrittweise durchgeführte Regressionsanalyse reduziert die Variablen auf die **Höhenlage** als ausschlaggebenden Faktor. Lediglich innerhalb des Schweinedatensatzes gibt die Analyse als weitere mögliche Variablenkombination eine multiple Regression mit der Höhenlage und dem Breitengrad an, durch welche das Bestimmtheitsmaß um 0,222 verbessert werden könnte ($\delta^{18}\text{O}_{\text{Phosphat}} = -0,134 - 0,002 * \text{Höhenlage [m ü. NN.] + 0,330 * Breitengrad [°N]}$). Aus Vergleichbarkeitsgründen wurden für die drei Spezies jedoch univariable lineare Regressionsfunktionen mit der Höhenlage erstellt (siehe Abbildung 74):

Schwein	$\delta^{18}\text{O}_{\text{Phosphat}} [\text{‰}] = 15,762 - 0,002 * \text{Höhenlage [m ü. NN.]} \quad [\text{Formel 8}]$	$p = 0,002 \quad R^2 = 0,293 \quad \text{SE} = 0,55$
Rind	$\delta^{18}\text{O}_{\text{Phosphat}} [\text{‰}] = 16,229 - 0,003 * \text{Höhenlage [m ü. NN.]} \quad [\text{Formel 9}]$	$p = 0,001 \quad R^2 = 0,350 \quad \text{SE} = 0,61$
Rothirsch	$\delta^{18}\text{O}_{\text{Phosphat}} [\text{‰}] = 16,043 - 0,002 * \text{Höhenlage [m ü. NN.]} \quad [\text{Formel 10}]$	$p = 0,005 \quad R^2 = 0,375 \quad \text{SE} = 0,61$

Eine Modellierung der mittleren ortstypischen $\delta^{18}\text{O}_{\text{Phosphat}}$ -Signatur anhand dieser Höhenregressionen ergibt die in Tabelle 46 angegebenen $\delta^{18}\text{O}_{\text{Phosphat}}$ -Werte. Die speziesspezifischen Formeln führen dabei zu Unterschieden in den modellierten $\delta^{18}\text{O}_{\text{Phosphat}}$ -Werten in der Höhe von $\Delta_{\text{Rind-Rothirsch}} = 0,03 \text{ ‰}$ bis $0,65 \text{ ‰}$, $\Delta_{\text{Rind-Schwein}} = 0,00 \text{ ‰}$ bis $0,37 \text{ ‰}$ und $\Delta_{\text{Rothirsch-Schwein}} = 0,28 \text{ ‰}$.

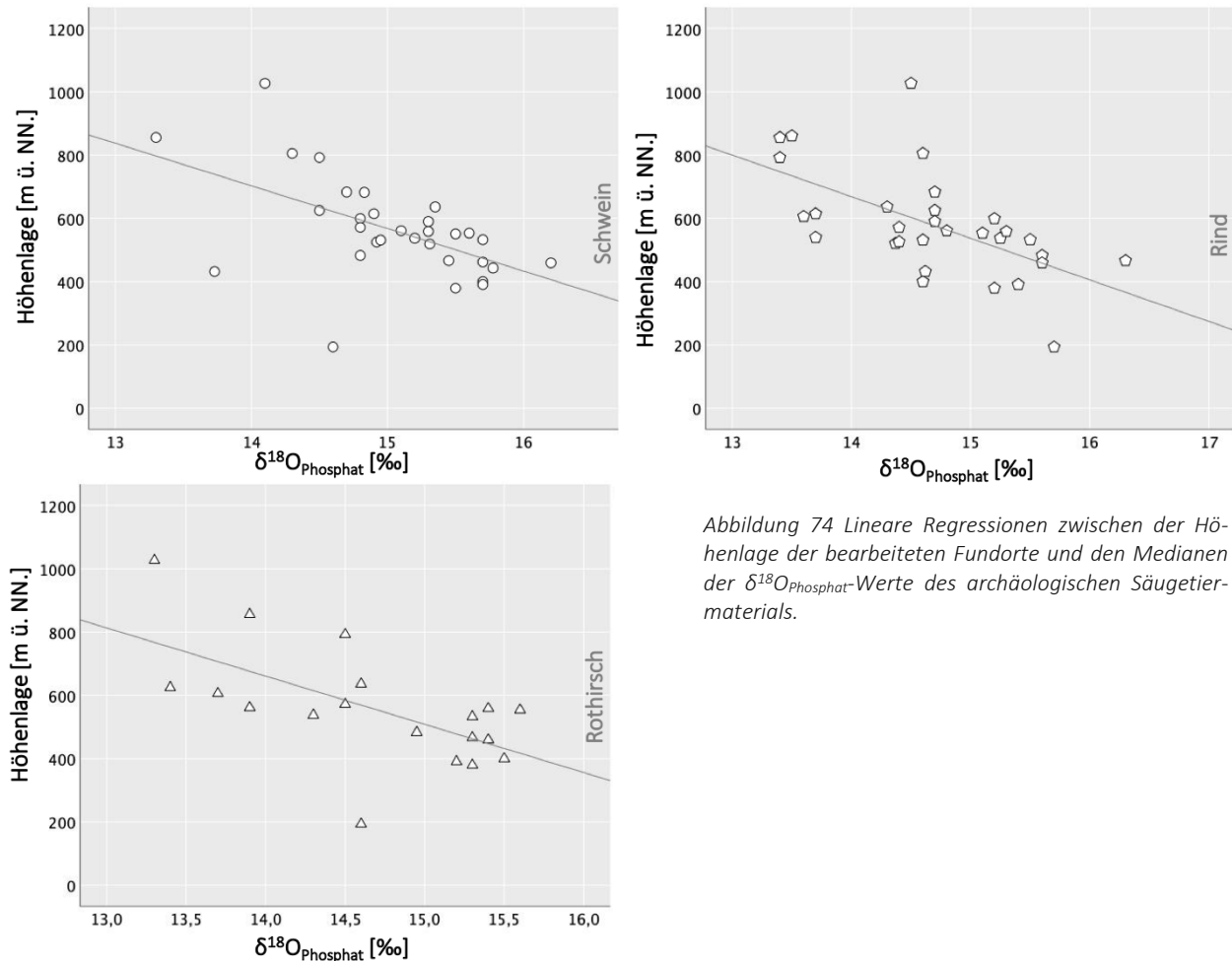


Abbildung 74 Lineare Regressionen zwischen der Höhenlage der bearbeiteten Fundorte und den Medianen der $\delta^{18}\text{O}_{\text{Phosphat}}$ -Werte des archäologischen Säugetiermaterials.

Tabelle 46 Tierartspezifische $\delta^{18}\text{O}_{\text{Phosphat}}$ -Werte in [‰] nach der Höhenregressionsfunktion. Mit FKNr = Fundortkennnummer.

FKNr	101	106	108	114	115	116	125	127	131	132	136	137
Schwein	14,89	14,95	14,82	14,87	14,99	14,56	14,90	15,00	14,61	14,72	14,69	14,57
Rind	-	15,01	14,81	14,88	15,07	14,43	14,93	15,09	14,51	-	14,62	14,45
Rothirsch	-	15,23	15,10	15,15	15,27	-	-	15,28	14,89	-	14,97	14,86
FKNr	143	147	148	149	150	151	153	154	155	166	167	203
Schwein	14,65	14,70	14,63	14,83	14,62	-	14,72	-	-	14,84	14,41	-
Rind	-	14,64	14,53	14,83	14,52	14,67	-	14,62	14,64	-	-	14,41
Rothirsch	-	14,98	14,91	15,11	-	-	-	-	-	-	-	14,83
FKNr	206	215	217	229	230	236	237	240	241	302	310	311
Schwein	14,13	14,50	14,70	14,18	-	14,65	14,49	14,09	14,48	14,55	14,44	15,34
Rind	13,78	14,34	14,64	13,85	13,76	14,56	14,32	13,72	14,31	14,42	14,25	15,59
Rothirsch	-	14,78	-	14,46	-	-	14,77	14,37	14,76	14,84	-	15,62

Auch mit dem Grundwasserwert kann eine Regressionsfunktion erstellt werden. Diese besitzt mit den $\delta^{18}\text{O}_{\text{Phosphat}}$ -Medianen der beiden Tierspezies Schwein und Rothirsch etwas größere Bestimmtheitsmaße und innerhalb der $\delta^{18}\text{O}_{\text{Phosphat}}$ -Mediane des Rinderdatensatzes ein wesentlich geringeres Bestimmtheitsmaß als die Höhenregression. Dies könnte durch die in der Rinderhaltung übliche Weidehaltung zurückzuführen sein, wodurch deren Daten weniger von dem rein lokalen **Grundwasserwert** als von der generellen Höhenlage um den Haltungsort herum beeinflusst werden. Dennoch sind auch hier alle Regressionen auf einem Signifikanzniveau von 5 % signifikant (siehe Abbildung 75). Die speziesspezifischen Regressionsfunktionen lauten:

Schwein	$\delta^{18}\text{O}_{\text{Phosphat}} [\text{‰}] = 18,743 + 0,390 * \delta^{18}\text{O}_{\text{Grundwasser}} [\text{‰}]$	[Formel 11]	$p = 0,001$ $R^2 = 0,349$ $SE = 0,49$
Rind	$\delta^{18}\text{O}_{\text{Phosphat}} [\text{‰}] = 18,268 + 0,326 * \delta^{18}\text{O}_{\text{Grundwasser}} [\text{‰}]$	[Formel 12]	$p = 0,036$ $R^2 = 0,170$ $SE = 0,67$
Rothirsch	$\delta^{18}\text{O}_{\text{Phosphat}} [\text{‰}] = 19,888 + 0,491 * \delta^{18}\text{O}_{\text{Grundwasser}} [\text{‰}]$	[Formel 13]	$p = 0,006$ $R^2 = 0,384$ $SE = 0,62$

In der nachfolgenden Tabelle 47 sind die durch diese Regressionsformeln ermittelten mittleren $\delta^{18}\text{O}_{\text{Phosphat}}$ -Werte angegeben. Intraspezifische Unterschiede innerhalb der berechneten $\delta^{18}\text{O}_{\text{Phosphat}}$ -Werte der Fundorte nehmen Werte von $\Delta_{\text{Rind-Rothirsch}} = 0,00 \text{ ‰}$ bis $0,52 \text{ ‰}$, $\Delta_{\text{Rind-Schwein}} = 0,10 \text{ ‰}$ bis $0,35 \text{ ‰}$ und $\Delta_{\text{Rothirsch-Schwein}} = 0,01 \text{ ‰}$ bis $0,17 \text{ ‰}$ an.

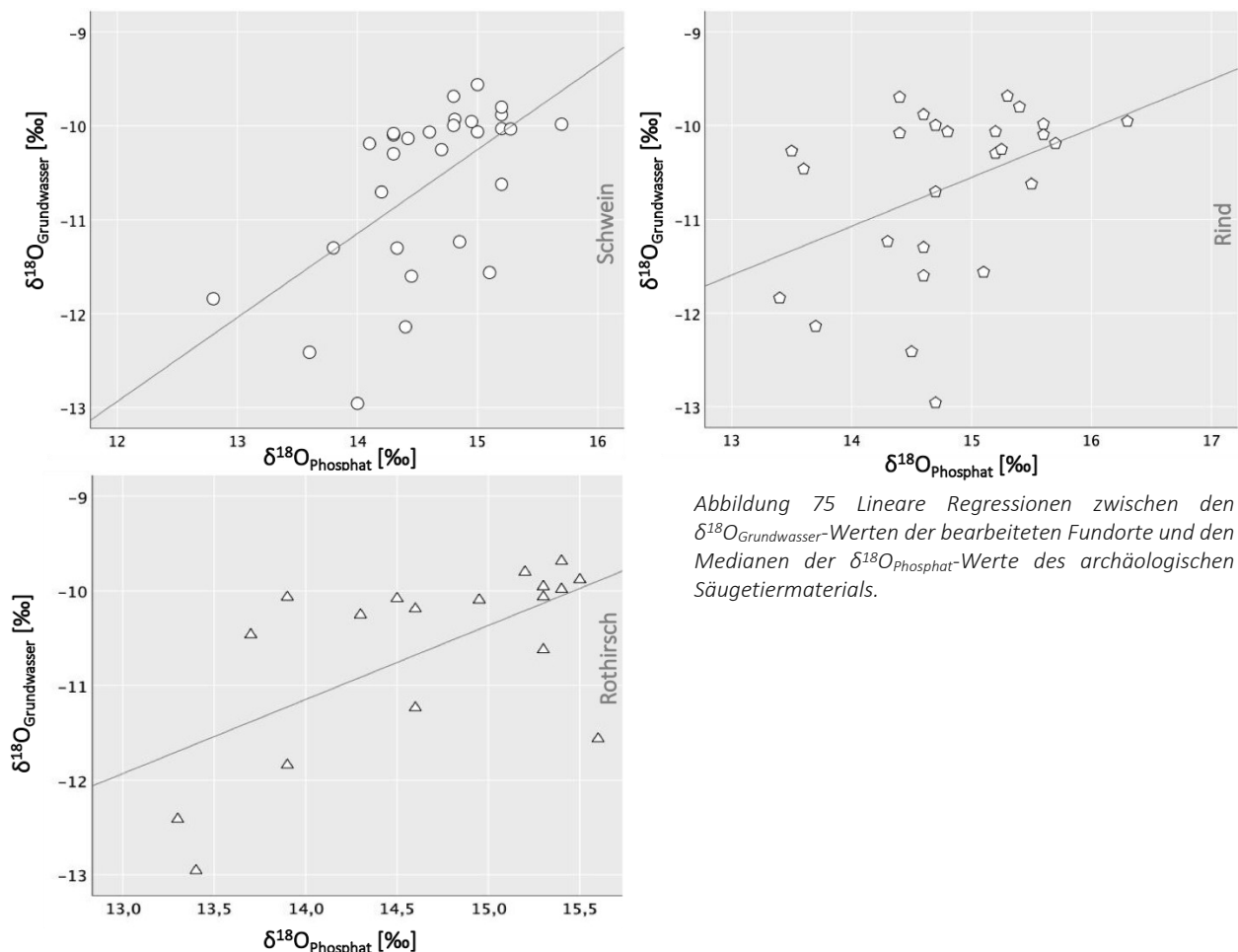


Abbildung 75 Lineare Regressionen zwischen den $\delta^{18}\text{O}_{\text{Grundwasser}}$ -Werten der bearbeiteten Fundorte und den Medianen der $\delta^{18}\text{O}_{\text{Phosphat}}$ -Werte des archäologischen Säugetiermaterials.

Tabelle 47 Anhand der speziesspezifischen Grundwasserregressionen kalkulierte $\delta^{18}\text{O}_{\text{Phosphat}}$ -Werte [‰]. Mit FKNr = Fundortkennnummer.

FKNr	101	106	108	114	115	116	125	127	131	132	136	137
Schwein	14,83	14,89	14,81	14,85	14,92	14,73	15,25	14,82	14,81	14,87	14,60	14,82
Rind	-	15,05	14,98	15,01	15,07	14,91	15,35	14,99	14,98	-	14,80	14,99
Rothirsch	-	15,04	14,93	14,99	15,08	-	-	14,95	14,94	-	14,67	14,95
FKNr	143	147	148	149	150	151	153	154	155	166	167	203
Schwein	15,01	14,74	14,97	14,86	14,84	-	14,79	-	-	14,83	14,34	-
Rind	-	14,93	15,11	15,02	15,01	-	-	-	15,11	-	-	14,86
Rothirsch	-	14,85	15,13	15,00	-	-	-	-	-	-	-	14,75
FKNr	206	215	217	229	230	236	237	240	241	302	310	311
Schwein	14,34	13,69	14,22	-	-	14,01	14,36	14,13	13,90	14,23	14,57	14,77
Rind	14,58	14,04	14,49	-	14,92	14,31	14,61	14,41	14,22	14,50	14,78	14,95
Rothirsch	-	13,53	-	-	-	-	14,37	14,07	13,79	14,21	-	14,88

Die Übereinstimmung der mit diesen beiden Regressionsfunktionen ermittelten lokalen mittleren $\delta^{18}\text{O}_{\text{Phosphat}}$ -Werte mit den tatsächlichen archäologischen Datenpunkten kann in Abbildung 76 eingesehen werden. Die lokale $\delta^{18}\text{O}_{\text{Phosphat}}$ -Spanne wurde hierbei erneut, wie auch im Fall der Trinkwasser-spanne, um $\pm 1,5$ ‰ erweitert. Wie in dem Graphen ersichtlich ist, sind die lokalen $\delta^{18}\text{O}_{\text{Phosphat}}$ -Spannen der beiden Regressionsansätze an den meisten Fundorten vergleichbar, an manchen jedoch deutlich unterschiedlich. Dabei kommt es zu Δ -Werten zwischen den Regressionsergebnissen der beiden Schweinefunktionen von 0,01 ‰ bis 0,81 ‰, zwischen den Rinderfunktionen von 0,00 ‰ bis 1,16 ‰ und zwischen den Rothirschfunktionen zu Δ -Werten 0,04 ‰ bis 1,26 ‰. Die Mittelwerte liegen dabei bei 0,22 ‰, 0,37 ‰ und 0,35 ‰. Trotz dieser großen Unterschiede kommt es jedoch zu keiner wesentlichen Differenz innerhalb der Übereinstimmung mit dem Säugetierdatensatz. Dabei schließt die Höhenregressionsfunktion 94,1 % (209/222) der Datenpunkte ein, die Grundwasserregressionsfunktion hingegen 94,2 % (195/207). Eine totale Übereinstimmung der **Schweinephosphatdaten** mit den Wertespanssen der Grundwasserregressionen wird dabei an 90 % der Fundorte (27/30) erreicht. Bei der Verwendung der Höhenregression sind es 80,65 % (25/31). Dabei fällt an drei Fundorten jeweils ein Datenpunkt bei der Grundwasserregression und an sechs Fundorten jeweils ein Datenpunkt aus der mittels der Höhenregression berechneten lokalen Spannen heraus. Drei (von 6) der Individuen, welche anhand der Regressionsberechnungen keine lokalen Isotopiewerte besitzen, werden hierbei in keine der beiden Spannen eingeschlossen und könnten demnach durchaus ortsfremd gewesen sein.

Betrachtet man die Übereinstimmung der **Rinderphosphatdaten** mit den beiden Regressionsspannen, so fällt auf, dass im Gegensatz zu dem Schweinedatensatz, in welchem die Grundwasserregression zu einer besseren Übereinstimmung führt, hier die durch die Höhenregression berechneten lokalen Spannen eine größere Kompatibilität besitzen. Dabei werden anhand der Grundwasserregression an 81,48 % der Fundorte alle Säugetierdatenpunkte in die berechnete $\delta^{18}\text{O}_{\text{Phosphat}}$ -Spanne eingeschlossen, anhand der Höhenregression hingegen 90,00 % (27/30). An allen Fundorten wird bei beiden Ansätzen maximal ein Datenpunkt von der modellierten lokalen Spanne ausgeschlossen. An zwei der Fundorte (215 und 302) stimmen die Ausreißer der beiden Methoden miteinander überein.

Innerhalb des **Rothirschdatensatzes** besitzen die Spannen der Höhenlageregression eine leicht niedrigere Deckungsgleichheit mit dem Säugetierdatensatz als die Spanne der Grundwasserregression. Letzte schließt an 83,33 % (15/18) der Fundorte alle Datenpunkte ein, an einem Fundort fallen zwei Datenpunkte heraus und an einem Fundort ein Datenpunkt. Die Höhenregressionsspanne stimmt an 78,95 % (15/19) der Fundorte mit allen Datenpunkten überein, an vier Fundorten fällt jeweils ein Individuum aus dem lokalen Bereich heraus. Insgesamt werden anhand der Höhenregressionsspanne 13 Individuen als lokale Ausreißer identifiziert, anhand der Grundwasserregressionsspanne zwölf Individuen. Acht der 13 Individuen stimmten überein. Hierbei ist zu beachten, dass die Höhenregression an allen 37 Fundorten berechnet werden konnte, die Grundwasserregression jedoch nur an 33 Fundorten, da nicht an allen

Fundorten ein entsprechender Grundwasserwert vorhanden ist. So gibt es an Fundort 229 (Mieming) ein Schwein, welches aus der lokalen Höhenregressionsspanne fällt. Durch das Fehlen eines Grundwasserwertes kann jedoch nicht überprüft werden, ob dieses Individuum anhand der Grundwasserregressionsfunktion auch als Träger einer ortsfremden Sauerstoffisotopie identifiziert werden würde.

Lediglich die Rothirschdaten weisen eine signifikante Korrelation mit der **Vegetation** auf. Da Rothirsche im Gegensatz zu den anderen beiden Spezies den Großteil des täglichen Wasserbedarfs aus ihrer Nahrung beziehen, wurde diese Verbindung erwartet. Durch den zusätzlichen Einbezug der α -Zellulose-Daten kann die Vorhersagbarkeit der Rothirschdaten erheblich verbessert werden. Dabei steigt das Bestimmtheitsmaß von 0,384 auf 0,618 (korrigiertes R^2). Die Formel der Regression der Mediane der $\delta^{18}\text{O}_{\text{Phosphat}}$ -Werte der Rinder mit der lokalen Vegetation und dem Grundwasser lautet:

$$\text{Rothirsch } \delta^{18}\text{O}_{\text{Phosphat}} [\text{‰}] = 9,238 + 0,534 * \delta^{18}\text{O}_{\text{Grundwasser}} [\text{‰}] + 0,399 * \delta^{18}\text{O}_{\alpha\text{-Zellulose}} [\text{‰}] \quad [\text{Formel 14}]$$

$$p \leq 0,000 \quad R^2 = 0,618 \quad SE = 0,47$$

Die durch diese Formel berechneten $\delta^{18}\text{O}_{\text{Phosphat}}$ -Werte sind in Tabelle 48 angegeben. Überprüft man die aus den berechneten Werten erstellte lokale Spanne ($\pm 1,5 \text{ ‰}$) mit den individuellen Messdaten der Rothirsche, so fallen unter Berücksichtigung dieser ortstypischen Spannen nur noch zwei Individuen aus dem lokalen Bereich heraus (je ein Individuum der Fundorte 202 und 311).

Tabelle 48 Anhand der Grundwasser- und der α -Zellulose-Daten berechnete mittlere Rothirsch- $\delta^{18}\text{O}_{\text{Phosphat}}$ -Werte [‰], mit FKNr = Fundortkennnummer.

FKNr	106	108	114	115	127	131	136	137	147
Rothirsch	15,45	14,56	14,84	15,46	14,72	14,96	14,69	14,63	14,89
FKNr	148	149	203	215	237	240	241	302	311
Rothirsch	15,30	14,87	14,33	13,70	14,55	14,01	13,02	15,33	15,01

Wie bereits angemerkt, können die **Menschen**daten nicht für die Analyse des Verhaltens der $\delta^{18}\text{O}_{\text{Phosphat}}$ -Werte mit den Umweltproben, dem OIPC, der Höhenlage, und dem Längen- oder Breitengrad des Fundortes herangezogen werden, da nur Daten eines einzigen Fundortes verfügbar sind. Da sowohl der Aminosäurebedarf als auch der Aufbau des Verdauungstraktes und der Metabolismus des Menschen fast vollständig mit dem des Schweines übereinstimmt (Patterson et al. 2008), wird in der Literatur oftmals die Verwendung von Schweinedaten als Referenz für den ortstypischen $\delta^{18}\text{O}_{\text{Phosphat}}$ -Wert von Menschen empfohlen. Hinzu kommt, dass je nach Haltungsform des Schweines, dieses in der Regel siedlungsnah gehalten wird und zudem von menschlichen Essensresten profitieren (Greenfield 1988, Gregg 1988). Als omnivore Monogastrier besitzen Mensch und Schwein auch einen vergleichbaren Zusammenhang zwischen dem $\delta^{18}\text{O}$ -Wert des Phosphates und des Trinkwassers. So hat Longinelli (1984) beispielsweise eine gemeinsame Regressionsfunktion für Mensch und Schwein erstellt. Eine Möglichkeit, die Menschen

daten in dieser Arbeit zu verwenden, ist demnach zu Folge der Vergleich der Phosphatdaten mit den nach den Schweineregressionen modellierten $\delta^{18}\text{O}$ -Werten für den Fundort 304. Ein Vergleich mit der kalkulierten speziesunspezifischen Trinkwasserspanne ist für diesen Fundort leider nicht möglich, da kein $\delta^{18}\text{O}$ -Wert für die lokale Vegetation vorhanden ist, welcher für eine Modellierung des lokal zu erwartenden Trinkwasserwertes jedoch notwendig ist. Das Einsetzen der lokalen Grundwasserwerte und der Höhenlage in die Regressionsfunktionen der Schweine liefert ortstypische mittlere $\delta^{18}\text{O}_{\text{Phosphat}}$ -Werte von 14,05 ‰ und 13,29 ‰. Der höhere Wert wurde mit Hilfe der Grundwasserregression berechnet. In die lokale Spanne von $x \pm 1,5 \text{ ‰}$ werden 15 der 16 Menschen

datenpunkt eingeschlossen. Der Höhenlagenbereich grenzt hingegen ein zusätzliches Individuum mehr aus. Demnach besitzen 87,5 bis 93,75 % der Individuen lokale $\delta^{18}\text{O}$ -Werte und stimmen mit der lokalen $\delta^{18}\text{O}$ -Spanne der Schweine überein.

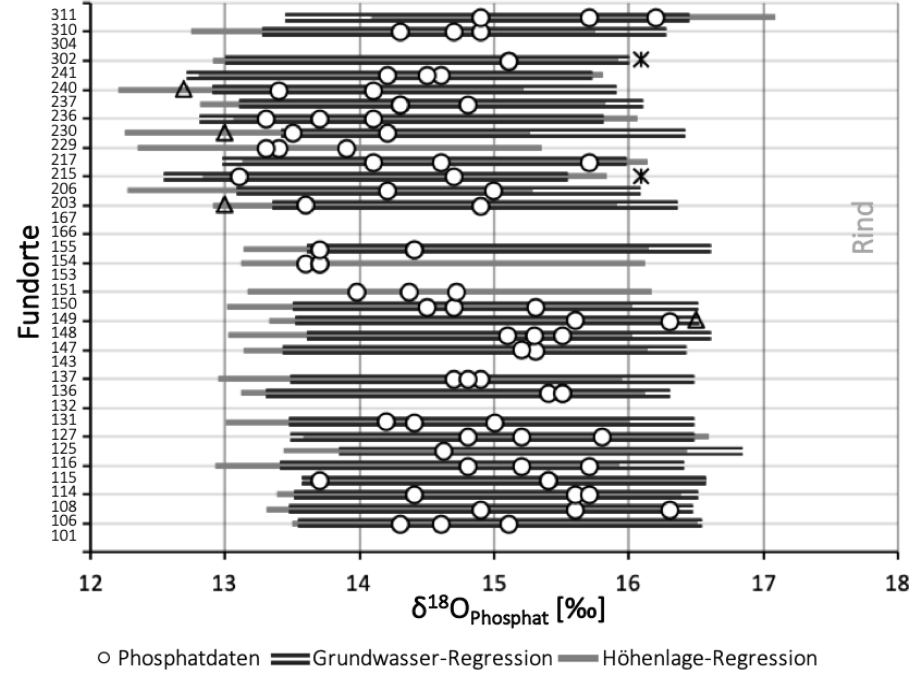
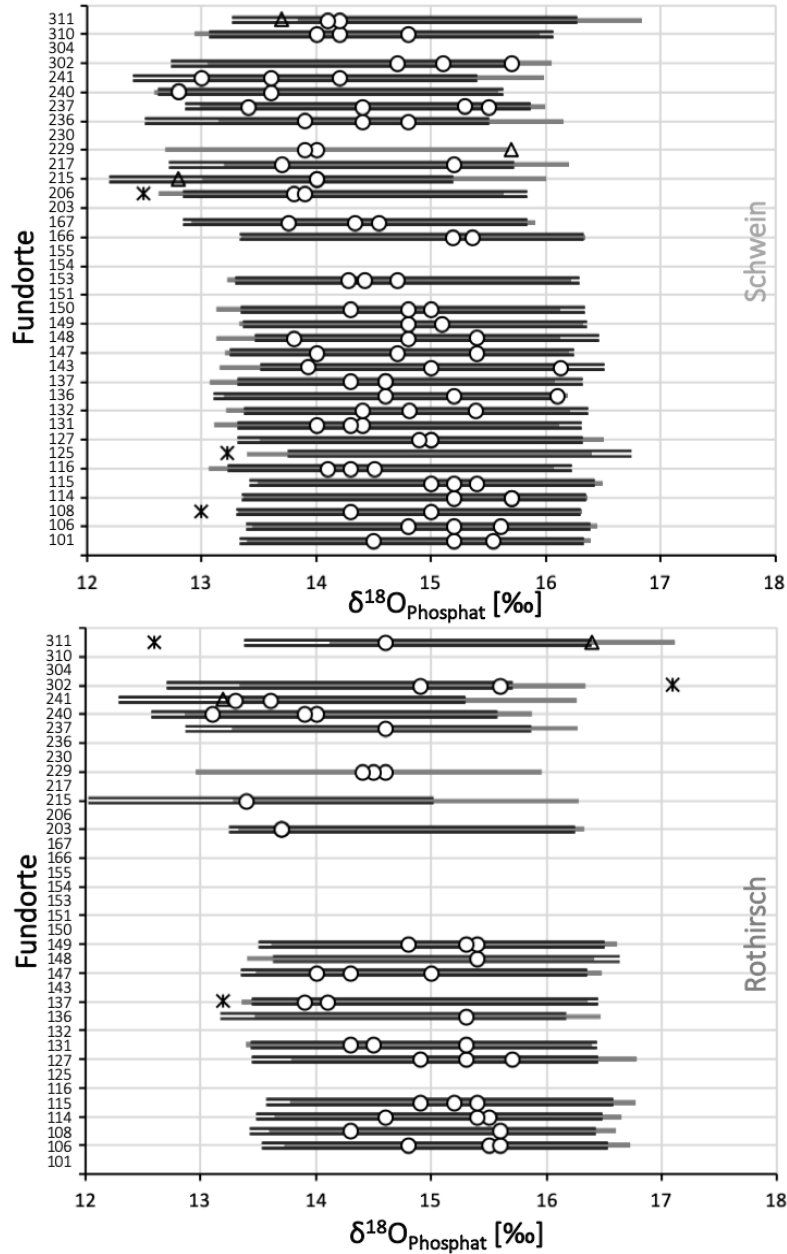


Abbildung 76 Vergleich der kalkulierten lokalen $\delta^{18}\text{O}_{\text{Phosphat}}$ -Bereiche anhand der Höhenregressionsfunktion $\pm 1,5 \text{ ‰}$, und der Grundwasserregressionsfunktion $\pm 1,5 \text{ ‰}$ mit dem Säugetierdatenset. Säugetierdatenpunkte, deren $\delta^{18}\text{O}_{\text{Phosphat}}$ -Werte in keinem der beiden Bereiche eingeschlossen sind, wurden mit einem „*“ gekennzeichnet. Datenpunkte, die in einem der Bereiche eingeschlossen wurden, im anderen jedoch nicht, sind als Dreiecke (Δ) dargestellt.

V Diskussion

Isotopenanalysen finden immer mehr Anwendung in der Bioarchäologie. Hierbei werden die Isotopenverhältnisse verschiedener leichter und schwerer Elemente aus Überresten menschlicher, tierischer und pflanzlicher sowie auch anorganischer Materie gemessen. Ob die gewonnenen Signaturen lokalen Werten entsprechen und woher ortsfremdes Material stammen kann, wird retrospektiv anhand eines Vergleiches mit anderen ortsspezifischen Werten getestet. Diese können durch die Messung weiterer Proben vergleichbaren Materials oder durch die Analyse von Referenzmaterialien gewonnen werden. Durch die Beliebtheit der Isotopenanalysen stehen heutzutage weltweit Isotopenverhältnisse diverser archäologischer Fundstätten zur Verfügung. Um die lokalen Signaturen verschiedener Orte möglichst flächendeckend vergleichen zu können und somit all diese Wertespans in die Auswertung einzubeziehen, werden die gewonnenen Daten gesammelt und in „**isotopic landscapes**“, kurz „**isoscapes**“, zusammengetragen (West et al. 2010). Diese basieren auf Isotopenverhältnissen verschiedenster Materialien, anhand derer Isotopenlandschaften in unterschiedlicher räumlicher Detailgenauigkeit anhand von Geoinformationssystemen (GIS) erstellt werden. Isotopenlandschaften können sowohl grafisch als auch tabellarisch beschrieben werden. Unabhängig von dem herangezogenen Material findet stets eine Extrapolation der an einem Fundort beprobten Materie statt. Mit Hilfe dieser werden die analytisch gewonnenen Daten für iterative prädikative Modelle herangezogen, um die räumliche Variation der Isotopenverhältnisse zu modellieren und somit die Signaturen ganzer Regionen zu beschreiben. Die räumlichen Gradienten, welche in den stabilen Isotopenwerten gemessen werden können, verlaufen hierbei stets fließend. Abrupte Änderungen in den Übergängen zwischen verschiedenen "lokalen Isotopenspannen" treten normalerweise nicht auf, da die Einzugsgebiete der Elemente niemals auf einen einzigen Standpunkt reduziert sind. Basierend auf der Arbeit vieler Forscher nimmt der Datensatz an Isotopenverhältnissen stets zu, wodurch in den letzten Jahren auch die Anzahl an verfügbaren Isotopenlandschaften für verschiedene Regionen und in unterschiedlichen räumlichen Skalen deutlich anstieg. Diese Isoscapes stellen ein wichtiges Werkzeug für die Zuordnung des Elementeeinzugsgebietes von Menschen und Tieren dar und finden Anwendung in der Analyse der Migration von Menschen und Tieren sowie der Aufdeckung verwendeter Handelsrouten und liefern Informationen zu der Bewegungs- und Nahrungsökologie von Säugetieren, deren Habitatnutzung und regionalen biogeochemischen Kreisläufen (Brault et al. 2018).

Aus einem reinen archäologischen Datenset erstellte Isoscapes sind meist nicht in der Lage akkurate flächendeckende Daten zu liefern, da die Menge des geborgenen Materials stark vom Überlieferungsgrad abhängt und archäologische Fundstätten mehr oder weniger vereinzelt auftreten. Im Gegensatz zu einer Kartierung und Extrapolation von gewonnenen Umwelt- oder Säugetierdaten beschäftigt sich diese Arbeit mit der **Vorhersage lokal zu erwartender Isotopenausprägungen** in menschlichen und tierischen archäologischen Materialien. Durch die Verwendung von rezenten Umweltproben soll die Problematik der begrenzten Verfügbarkeit archäologischer Proben umgangen werden und somit eine lückenlosere Kartierung von Isotopendaten ermöglicht werden. Da die Isotopensignaturen von Umweltproben jedoch oftmals von den in tierischen Geweben auftretenden Isotopenverhältnissen abweichen, ist eine zusätzliche Modellierung der menschlichen und tierischen Signaturen notwendig. Die Vorhersage von

menschlichen und tierischen Signaturen an Fundorten ohne archäologische Proben stellt in der Archäologie eine Innovation dar. Auf dieser Grundlage wären tiefgreifende neue Erkenntnisse in verschiedenen Forschungsgebieten vorstellbar. Inwiefern modellierte lokale Spannen, welche auf rezenten Referenzmaterialien der Elementquellen der Zielorganismen basieren, für die Auswertung archäologischer Daten herangezogen werden können, wird im Folgenden anhand der drei Elemente Sauerstoff, Strontium und Blei erläutert.

A Strontium

In der Arbeit mit Strontiumisotopen in der Herkunftsanalyse ist die Definition der lokalen bioverfügbaren $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Signatur von höchster Wichtigkeit. Nur durch den Abgleich der gemessenen $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Daten menschlicher und tierischer Überreste mit der ortstypischen Strontiumsignatur kann eine Aussage über die Übereinstimmung der $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnisse mit der untersuchten Lokalität getroffen werden. Bisher gibt es verschiedenste **Herangehensweisen für die Bestimmung der lokalen bioverfügbaren $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Signatur**, welche vom Messen einer großen Anzahl an archäologischen Proben (Bentley 2006; Hajj et al. 2017; Price et al. 2002) über das Heranziehen von einzelnen oder mehreren Umweltproben (Evans et al. 2010; Frei und Frei 2011; Hodell et al. 2004; Maurer et al. 2012; Price et al. 2002; Sillen et al. 1998) bis hin zu einem einfachen Abgleichen mit geologischen Karten (Dasch 1969; Graustein 1989; Hurst und Davis 1981) oder aber komplexen Modellen zur Vorhersage der $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnisse lokaler Strontiumquellen, wie z. B. des Oberflächenwassers (Bataille und Bowen 2012; Crowley et al. 2017), reichen. Die oftmals geringe Menge an archäologischem, für die Analyse zur Verfügung stehendem Material erschwert die Bestimmung der lokalen Isotopenspanne. Außerdem wird durch aktuelle analytische Methoden der verwendete Teil der Probe unwiederbringlich zerstört. Hinzu kommt, dass die Herkunft des untersuchten archäologischen Materials meist nicht gesichert ist und dieses somit nicht zwingend ein lokales $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnis besitzt. Besonders an Fundorten, an welchen eine hohe Migrationsrate erwartet wird, ist die Definition der lokalen bioverfügbaren $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Signatur über nicht menschliches und tierisches Material empfehlenswert, da sonst ortsfremde $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnisse irrtümlich für die Definition der lokalen Strontiumsignatur herangezogen werden könnten. Durch das Heranziehen von modernen Umweltmaterialien kann die Ungewissheit der Herkunft des Materials, das Zerstören wertvollen und seltenen Materials und auch die Ortsunspezifität geologischer Vergleichsdaten umgangen werden. Daher werden moderne Umweltproben häufig als lokales Referenzmaterial herangezogen. Da sich die Isotopensignaturen verschiedener Umweltproben, wie Boden, Vegetation und Wasser, signifikant unterscheiden können (Evans et al. 2009; Hajj et al. 2017; Maurer et al. 2012), stellt sich hier jedoch die Frage, welches Material den $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnissen lokaler Säugetiere am nächsten kommt und sich somit am besten als Referenz eignet.

Da einzelne Umweltmaterialien meist nicht in der Lage sind, die genaue $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Spanne lokaler Säugetiere zu beschreiben, wurden in dieser Arbeit die Strontiumquellen eines Säugetieres untersucht und deren Beitragsmengen zum körperinternen Strontium eingeschätzt. Um die im Körper eines Säugetieres herrschende Isotopenmischung zu berechnen, wurde ein **Mischungsmodell** mit drei verschiedenen Varianten erstellt. Als Strontiumquellen wurden die vier Umweltmaterialien Vegetation, Grundwasser, Boden und Regenwasser herangezogen. Die $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Signaturen dieser potenziellen Quellen wurden in den Fällen von Vegetation, Boden und Grundwasser mit Hilfe lokal gesammelter Umweltproben bestimmt, wobei pro Fundort jeweils eine Probe des Materials beprobt und gemessen wurde. Die einzelnen Messwerte wurden um Erwartungswerte aus der Literatur erweitert, um die Spannbreite einer lokalen $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Signatur zu erhalten. Die $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Signatur für Regenwasser wurde als global einheitlich angesehen und auf einen Bereich von 0,70916 bis 0,70920 festgelegt. Gleichermaßen wurde mit den Strontiumkonzentrationen der vier Umweltmaterialien vorgegangen. Der Beitrag

jeder einzelnen Strontiumquelle wurde nach deren ortsspezifischer Strontiumkonzentration, einer erwarteten Aufnahmemenge sowie der Absorptionsrate im Gastrointestinaltrakt gewichtet. Für 49 Fundorte in den Europäischen Alpen und dem nördlichen Voralpenland wurde die $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Signatur lokaler Säugetiere kalkuliert. Die modellierten Spannen von 46 Fundorten wurden anhand zur Verfügung stehender archäologischer Säugetierdaten validiert.

Die mit dieser Arbeit eingeführte Methode reduziert die zu messende Materialmenge stark, da einzelne Stichproben von Umweltproben meist ausreichen, um die gesamte $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Spanne lokaler Säugetiere zu beschreiben. Die verwendeten **rezenten Umweltproben** sind an allen Fundorten der untersuchten Region anzutreffen und bei Bedarf wiederholt entnehmbar. Zwar handelt es sich bei dem kalkulierten $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Bereich um einen Proxy, welcher aus den $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnissen der wichtigsten Strontiumquellen von Säugetieren berechnet wurde und nicht das gemessene $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnis eines Säugtiers darstellt, wodurch die Genauigkeit eines solchen Wertes stets überprüft werden muss. Doch ermöglicht eine gute, validierte Vorhersage der lokalen bioverfügbaren $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Spanne eine Bewertung und Auswertung von einzelnen archäologischen $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Daten. Bei Verdacht auf eine geographisch nicht lokale Herkunft des Untersuchungsmaterials liefert das Strontiummodell zudem die Möglichkeit eines Abgleiches mit $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Signaturen von Fundorten, welche als Herkunftsorte in Frage kommen, ohne an diesen Fundorten selbst archäologisches Material zu analytischen Vergleichszwecken zur Verfügung zu haben.

A 1 Umweltproben

Die in der Literatur mehrfach beschriebenen **Unterschiede zwischen den $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnissen verschiedener Umweltmaterialien** können auch in diesem Datenset beobachtet werden (siehe Abbildung 33). Die gemessenen Umweltprobendaten zeigen eindeutig, dass jede der drei bearbeiteten Umweltmaterialien (Boden, Vegetation und Grundwasser) einzeln analysiert werden muss und nicht durch eine Berechnung aus den anderen Umweltmaterialien ersetzt werden kann. Zwar existieren, wie erwartet, signifikant positive Korrelationen zwischen den $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnissen von Boden, Grundwasser und Vegetation, und auch die Strontiumkonzentrationen der Umweltproben Boden und Grundwasser korrelieren signifikant positiv miteinander, doch sind die Verhältnisse der Materialien zueinander nicht eindeutig zu identifizieren und von Fundort zu Fundort unterschiedlich. Es ist zu beachten, dass eine signifikante Korrelation zwischen zwei Datensätzen nicht darauf hindeuten muss, dass der eine Datensatz den anderen beeinflusst, sondern dies lediglich aussagt, dass beide Werte von einem oder mehreren gemeinsamen Parametern beeinflusst werden. Welche Faktoren das sind und in welchem Maße diese die Werte beeinflussen, ist jedoch unbekannt. Der Zusammenhang zwischen der Strontiumisotopie und der Strontiumkonzentration von Boden und Grundwasser ist vermutlich auf die gemeinsamen Strontiumquellen Grundgestein und Regenwasser zurückzuführen. Da beide Materialien in verschiedenen Anteilen Grundgestein und Regenwasser als Strontiumquellen aufweisen und die Strontiumkonzentration, Strontiumisotopie und Bioverfügbarkeit des Regenwassers an allen Fundorten als gleich angesehen werden kann, scheinen hier sowohl die Menge des Niederschlags, dessen Versickerungsgeschwindigkeit als auch die Bioverfügbarkeit des Strontiums aus den Verwitterungsprodukten des Grundgesteins mögliche Faktoren darzustellen. Fundorte mit einer hohen bioverfügbaren Strontiumkonzentration im Grundgestein würden folglich dazu neigen, hohe Strontiumkonzentrationen und einen Trend in die Richtung des $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnisses des Grundgesteins in ihren Umweltproben aufzuweisen. Auch ist es möglich, dass an Fundorten mit einem Boden, welcher eine hohe Bioverfügbarkeit und eine hohe Konzentration an Strontium besitzt, ein Anteil dieser Strontiumatome mit dem versickernden Regenwasser in das Grundwasser gelangt und somit dessen Strontiumsignatur auch direkt beeinflusst. Fundorte mit einer eher

strontiumarmen Geologie, was die bioverfügbare Menge des Strontiums betrifft, besitzen im Gegenzug womöglich eher Grundwässer und Böden, welche ebenfalls arm an Strontium sind und deren $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnisse somit stärker von Regenwasserstrontium beeinflusst werden. Dieser Effekt würde durch eine hohe Niederschlagsmenge nochmals verstärkt werden. Die schwachen bis moderaten Korrelationen deuten zudem darauf hin, dass die Datensätze zusätzlich durch andere Parameter beeinflusst werden, welche die jeweilige andere Umweltprobe weniger oder womöglich überhaupt nicht betreffen.

Innerhalb der Umweltproben **Grundwasser und Boden** korrelieren die $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnisse mit denen der Strontiumkonzentrationen des jeweiligen Materials signifikant, im Gegensatz zu den Korrelationen zwischen den Umweltmaterialien jedoch negativ. Dabei treten die radiogensten Strontiumsignaturen mit den geringsten Strontiumkonzentrationen auf und die niedrigsten $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnisse sind an Orten mit hohen Strontiumgehalten vorzufinden (siehe Abbildung 34). Diese Beobachtung ist auf die Entstehung von ^{87}Sr -Atomen zurückzuführen und zeigt, dass weder im Boden noch im Grundwasser die Konzentration von Strontium in eine bestimmte Richtung hin reguliert wird. Die grundlegende Quelle von Strontium in der Biosphäre ist das Grundgestein. In diesem treten die höchsten $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnisse in Mineralien auf, welche im Augenblick ihrer Formation eine hohe Rubidiumkonzentration aufwiesen, jedoch eine geringe Strontiumkonzentration (Bentley 2006; Price et al. 2002). Durch den radioaktiven Zerfall von ^{87}Rb -Atomen zu ^{87}Sr -Atomen ist in diesen über Jahrhunderte die Anzahl an ^{87}Sr -Atomen gestiegen, wodurch das $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnis stetig ansteigt. Dadurch kommen hohe $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnisse vorwiegend in strontiumarmen Mineralien vor. Diese Beobachtung kann als eine Art der Validierung der angewendeten Methoden verwendet werden, welche weder eine Bevorzugung eines der Isotope noch einen Sättigungsbereich aufzuweisen scheinen.

Wie erwartet kann die Verteilung der **Strontiumkonzentration der Holzproben**, im Gegensatz zu denen der Boden- und der Grundwasserproben, nicht von einer Normalverteilung unterschieden werden und ähnelt einer Gaußschen-Glockenkurve. Dies zeigt, dass die Strontiumkonzentration innerhalb einer Pflanze von dem Organismus kontrolliert wird. Durch die reduzierte Absorptionsrate von Strontium und der gezielten Ausscheidung von Strontiumatomen wird die in der Pflanze herrschende Konzentration innerhalb eines gewissen Bereiches gehalten. Die Strontiumkonzentration pflanzlicher Organe steht somit in keiner linearen Korrelation zu den Konzentrationen der pflanzlichen Strontiumquellen. Die Konzentration im Nassholz der beprobten Pflanzen lag stets unter 10 ppm – selbst wenn in Boden und Grundwasser des Fundortes relativ hohe bioverfügbare Konzentrationen vorlagen.

Auch wenn kein signifikanter Zusammenhang zwischen der Strontiumkonzentration der Pflanze und der Konzentration in ihren Strontiumquellen, Grundwasser, Regenwasser und Boden, zu sehen ist, so wird bei Betrachtung der $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnisse die Herkunft der Strontiumatome in der Pflanze mehr als deutlich. Signifikant positive und starke Korrelationen konnten zwischen den $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnissen der Quellen Boden und Grundwasser nachgewiesen werden und auch eine zwar etwas weniger starke, aber dennoch signifikante Korrelation mit der Konzentration des lokalen Grundwassers. Mit Isotopensignaturen von 0,707485 bis 0,723103 kann das **$^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnis einer Pflanze** als eindeutig fundortspezifisch identifiziert werden, wobei sich die Isotopie gut durch die lokalen Strontiumquellen Boden und Grundwasser in Kombination mit der globalen Strontiumquelle Regenwasser erklären lassen und somit eine Mischisotopie dieser darstellen.

Untersucht man die **Zusammensetzungsmöglichkeiten** des pflanzlichen $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnis aus den Signaturen der Strontiumquellen, so erhält man selbst an den global betrachtet relativ nahe beieinander gelegenen Fundorten eine hohe Variabilität. Die Berechnung der möglichen Zusammensetzungen der Strontiumisotopenspanne der Vegetation ergab sehr diverse Konstellationsmöglichkeiten, wobei für die 49 Fundorte jede Quelle mit Beiträgen von 0 bis 100 % die Hauptquelle des Strontiums in einer Pflanze ausmachen oder aber als unwichtige Quelle erachtet werden kann. Diese Beobachtung passt gut mit den in der Literatur angegebenen Anteilen überein, wobei es am wahrscheinlichsten erscheint, dass jede der drei Strontiumquellen einen gewissen Anteil zum Gesamtstrontium in der Pflanze beiträgt (siehe Kapitel IC 1.3). Hinweise zu der Wichtigkeit der einzelnen Proben konnten in dieser Studie nur über Extremfälle, wie über die Notwendigkeit der jeweiligen Quelle oder aber das Übereinstimmen des pflanzlichen $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnisses mit dem der Strontiumquellen, gezogen werden. Gerade da sich die $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnisse der Quellen oftmals überschneiden, ist in vielen Fällen nicht bestimmbar, welche der beiden Quellen nun mehr zu der Isotopie der Pflanze beiträgt. Da Pflanzen, wie auch aus der Verteilung ihrer Strontiumkonzentrationen sichtbar ist, die Konzentration innerhalb des Organismus kontrollieren und es sich bei Holz um ein Gewebe handelt, in welchem Strontium über einen längeren Zeitraum akkumuliert wird, kann die Konzentration in der Pflanze nicht als zusätzliche Variable in der Bestimmung ihrer Strontiumquellen und deren Anteile am Gesamtstrontium herangezogen werden. Bei der Untersuchung der Zusammensetzung der pflanzlichen $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Signatur ist zu beachten, dass die in dieser Studie herangezogene Extraktionsmethode des bioverfügbaren Anteils des Bodens so gewählt wurde, dass sie für die Modellierung der $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Signatur lokaler Säugetiere geeignet ist. Der phytoverfügbare Bestandteil des Bodenstrontiums könnte jedoch von der somit gemessenen $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Signatur und Strontiumkonzentration abweichen. Dies könnte dazu führen, dass Bodenstrontium einen höheren Anteil am Gesamtstrontium einer Pflanze einnimmt als es durch die hier verwendeten Daten erscheinen mag.

Der bestehende Zusammenhang zwischen den $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnissen von Vegetation, Grundwasser, Boden und Regenwasser wurde zudem für die **Kontrolle der richtigen Bestimmung der lokalen $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnisse** der Umweltproben verwendet. Dabei wurde geprüft, ob das Messergebnis der Isotopenanalyse der Holzproben in das lokale Dreieck fällt, welches anhand der $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Spannen der anderen drei Umweltmaterialien Boden, Grundwasser und Regenwasser gespannt wird. In 83,7 % der Fälle war dies der Fall. Diese Übereinstimmung spricht dafür, dass die Umweltproben tatsächlich von der gleichen oder zumindest einer vergleichbaren geologischen Einheit stammen und auch die lokalen Spannen von Boden, Grundwasser und Regenwasser der Variabilität vor Ort entsprechend definiert wurden. An acht der 49 analysierten Fundorte befindet sich das Isotopenverhältnis der Vegetation jedoch außerhalb des lokalen Dreiecks. Hierfür könnte eine höher als eingeschätzte lokale Variabilität der $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Spannen einer oder mehrerer Umweltmaterialien verantwortlich sein. Da an jedem Fundort nur jeweils eine Probe pro Materialtyp entnommen und analysiert wurde und hierbei keine Rücksicht auf den geologischen Untergrund genommen wurde, könnte das Vorliegen mehrerer geologischer Einheiten vor Ort eine Ursache sein. Auch eine weitere, am Standort der Pflanze vorhandene und nicht beprobte Strontiumquelle könnte eine höhere Strontiumvariabilität in der lokalen Vegetation verursachen. Dabei könnte es sich um eine weitere Wasserquelle oder um durch die Luft transportierte ortsfremde Partikel und Dünger handeln. Da die Grundwasserproben teilweise in einem größeren Abstand zu den Beprobungsorten von Pflanze und Boden genommen wurden, ist eine weitere Wasserquelle eine plausible Erklärung. Eine weitere Möglichkeit besteht in einer für die Pflanzenprobe unpassend ausgewählten Bodenprobe. Ein potenzieller Eintrag von modernem anthropogenem Strontium wäre für die zu modellierende lokale Säugetiersignatur hinderlich, da dies den Bezug auf das zu archäologischen Zeiten vorliegende Isotopen-

verhältnis verschlechtern würde. Dies ist einer der potenziellen Faktoren, welche die Vergleichbarkeit moderner Werte mit archäologischen Strata begrenzen können. Da mit Hilfe der Verschiebung der verwendeten lokalen Isotopenspanne der Vegetation in diesen acht Fällen zumindest eine Überlappung der Vegetationsspanne mit dem lokalen Dreieck erzielt wurde, ist die Gefährdung einer Fehlmodellierung der archäologischen Säugetiersignatur an den in dieser Arbeit untersuchten Fundorten jedoch sehr gering.

Die Definition der lokal bioverfügbaren $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Spannen der herangezogenen Strontiumquellen stellt einen Schlüsselpunkt dieser Arbeit dar. Die größte $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Variabilität wurde mit einer Spannbreite von 0,0009 für die lokale Vegetation herangezogen. Diese ist gefolgt von der des Grundwassers (0,00057), des Bodens (0,0002) und der des Regenwassers (0,00002) (siehe Kapitel IIIA 2).

Trotz der generell großen Variabilität in Bodenproben ist hier die Variabilität der Vegetation am höchsten. Diese weite Isotopenspanne ist notwendig, da die Strontiumsignatur der lokalen Vegetation die Isotopenverhältnisse und Konzentrationen der in der tierischen und menschlichen Nahrung enthaltenen Pflanzenorgane umfassen soll. Dies beinhaltet Organe wie Blätter, Nüsse und Rinde, jedoch in den wenigsten Fällen Holz. Da es innerhalb einer Pflanze zu einer Variabilität in den $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnissen und der Strontiumkonzentration kommt und sich somit die Strontiumsignaturen der unterschiedlichen Organe unterscheidet, muss diese Variabilität berücksichtigt werden. Zusätzlich kommt es auch zwischen verschiedenen Pflanzenarten und Individuen zu Unterschieden in der Strontiumsignatur. Diese werden sowohl durch verschiedene Beitragsmengen von Wasserquellen- und Bodenstrontium als auch durch Unterschiede in der Wurzeltiefe verursacht und sind ebenfalls zu berücksichtigen. Das Modell zeigt, dass die **Signatur der lokalen Vegetation** eine entscheidende Rolle bei der Modellierung der lokalen $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Spanne der Säugetiere spielt. Hierbei liegt das prozentuale Verhältnis der täglich aufgenommenen Strontiummengen der beiden Quellen, Trinkwasser und Nahrung, ohne Berücksichtigung der Konzentration der einzelnen Quellen bei 25 bis 75 %. Berücksichtigt man die Strontiumkonzentrationen der analysierten Proben, so stammen 6,91 bis 100 % des Gesamtstrontiums in dem modellierten Säugetier, ohne Berücksichtigung von Boden als Strontiumquelle, aus der lokalen Vegetation. Betrachtet man eine Zusammensetzung von 50 % Regenwasser und 50 % Grundwasser im Trinkwasser und ein 50:50 Verhältnis von Trinkwasser und Vegetation mit den mittleren Strontiumkonzentrationen, so macht Vegetation stets über 90 % des Gesamtstrontiums des Säugetiers aus, mit Maximalanteilen, die von 92,66 bis 98,96 % reichen. Dies zeigt, dass Vegetation stets einen sehr hohen Beitrag in der Modellierung darstellt. Um die Genauigkeit der lokalen Vegetationsspanne zu erhöhen, wurde die Erweiterung des Messergebnisses der analysierten Holzprobe nicht symmetrisch um den Analysewert gelegt. Bei der Kalkulation der lokalen Vegetationsspanne wurde darauf geachtet, dass diese Werte zwischen den $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnissen von Boden und Grundwasser annimmt und somit durch diese lokalen Strontiumquellen erklärt werden kann.

Betrachtet man die Beiträge der anderen drei Umweltmaterialien zu dem Gesamtstrontium im modellierten Säugetier, so fällt Grundwasser dabei mit maximalen Anteilen, die von 5,94 bis 93,09 % reichen, und einem Anteil von 1,04 bis 7,32 % bei einer 50:50 Zusammensetzung von Trinkwasser (1:1 Grund- und Regenwasser) und Vegetation deutlich weniger ins Gewicht als Vegetation. Mit einem maximalen Beitrag von 1,04 % zum Gesamtstrontium der lokalen Säugetiere könnte Regenwasser sogar bei der Kalkulation der lokalen $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Spanne von Säugetieren vernachlässigt werden. Wird Boden als Strontiumquelle in das Mischungsmodell aufgenommen, wie es in Modellvariante 2 der Fall ist, so trägt dieser bei einer maximalen Strontiumaufnahmemenge von 1 % mit der Vegetation vergleichbare Anteile von maximal 3,54 % bis 80,36 % zum Gesamtstrontium bei. Daher ist eine möglichst genaue Definition der Bodensignatur ebenfalls wichtig.

Ein wesentlicher Punkt bei der Beprobung der Umweltmaterialien stellt die Wahl der richtigen Bodenprobe dar. Durch die vertikale Schichtung des Bodens kommt es zu einer Variation in der Isotopenausprägung der verschiedenen Lagen. Hinzu kommt, dass sich in Abhängigkeit mehrerer Standortfaktoren und der untersuchten Pflanzenspezies die Tiefe der Hauptbewurzelung des untersuchten pflanzlichen Organismus deutlich unterscheiden kann. Durch diese beiden Variablen kann es durchaus auftreten, dass die analysierte **Bodenprobe** nicht aus dem Bodenhorizont stammt, aus welchem die jeweilige beprobte Pflanze ihre Mineralien bezogen hat, wodurch die gemessene Bodenprobe ein anderes bioverfügbares $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnis und auch eine andere Strontiumkonzentration aufweisen kann als die phytoverfügbare Bodenfraktion (Hajj et al. 2017; Pierson-Wickmann et al. 2009; Poszwa et al. 2002; Probst et al. 2000). Dies erschwert die Bestimmung der $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Signatur lokaler Böden enorm, besonders da nur eine einzige Stichprobe für die Definition der lokal bioverfügbaren $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Spanne herangezogen wurde. Die in dieser Arbeit verwendete $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Spanne für die Definition der Signatur lokaler Böden ist im Vergleich zu den Spannen der anderen Umweltmaterialien, Grundwasser und Vegetation, dennoch sehr eng gefasst. Grundsätzlich weisen Böden eine kleinräumige und hoch variable Verteilung in ihren $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnissen auf. Dies ist einerseits durch die bereits genannte vertikale Schichtung zu erklären, welche durch den unterschiedlich großen Eintrag von atmosphärischen und allgemein oberirdischen Strontiumquellen und durch die Verwitterung von Grundgesteinsmineralien verursacht wird. Andererseits verwittern die im Boden enthaltenen Mineralen verschieden schnell und stark (Drouet et al. 2005b; Graustein 1989; Stewart et al. 1998; Poszwa et al. 2002; Probst et al. 2000). Daher werden vielerorts variabelere $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnisse in lokalen Böden beobachtet als in Pflanzenproben (Evans et al. 2010; Evans und Tatham 2004; Maurer et al. 2012; Montgomery et al. 2003; Poszwa et al. 2002; Ryan et al. 2018). Dies ist darauf zurückzuführen, dass Pflanzen einen über mehrere Bodenschichten gemittelten Isotopiewert aufweisen (Bentley 2006; Sillen et al. 1998). Man könnte daher argumentieren, dass die in dieser Studie verwendete $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Variabilität für Böden zu niedrig angesetzt wurde. Der größte Unterschied in den $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnissen von Bodenproben tritt allerdings innerhalb der obersten 20 cm dicken Schicht auf. In dieser Lage stammt das Strontium vor allem aus atmosphärischer Deposition und Biomasse, deren Strontiumsignaturen durchaus vielfältig ausfallen können. In tiefer gelegenen Bodenschichten, welche einen stärkeren Einfluss von dem Grundgestein aufweisen, ist eine geringere Variabilität zu beobachten (Åberg 1995; Miller et al. 1993; Steinmann und Stille 1997). Die Variabilität der obersten Bodenschicht wurde in dem Strontiummodell nicht eingeschlossen, da das reine $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnis des mineralischen Bodens herangezogen werden sollte, welcher auch als Strontiumquelle für Pflanzen dient, kaum moderne anthropogene Strontiumquellen enthält, welche die Vorhersage für archäologische Strata stören würden, und keine Mischisotopie zwischen mineralischem Boden, Vegetation und Atmosphäre darstellt. Da eine größere willkürliche Erweiterung der gemessenen $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnisse zu einer unnötigen möglichen Fehleinschätzung und somit einer höheren Ungenauigkeit und Ortsunabhängigkeit führen würde, wurde hier die kleinere $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Spanne einer weitgefassteren vorgezogen.

Die Problematik der richtigen Bestimmung der lokalen $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ - und Strontiumkonzentrationsspannen des Bodens ist auch in den **gemessenen Strontiumkonzentrationen** im Vergleich zu den in der Literatur veröffentlichten Werten ersichtlich. Die gemessenen Strontiumgehalte von Grundwasser und Holz lassen sich gut mit Literaturwerten vereinbaren. Die Strontiumkonzentrationen des Grundwassers stimmen mit Strontiumkonzentrationswerten von 0,041 bis 1,6 ppm sehr gut mit der Konzentrationsspanne der von Voerkelius et al. (2010) veröffentlichten Werte für Trinkwasser in Europa überein. Die über 650 von ihnen gemessenen Wasserproben enthielten weniger als 0,2 ppb Strontium bis hin zu 22,8 ppm. Dies ist eine der weitesten in der Literatur angegebenen Spannen für den Gehalt von Strontium in

Grundwasser und umfasst die Werte anderer Studien, welche vorwiegend Strontiumkonzentrationen unter 2 ppm angeben (Chesson et al. 2012; Knipper 2011; Mazor 2004; Ribeiro et al. 2014; Watts und Howe 2010; Wiegand 2009). Die in dieser Studie gemessenen Strontiumgehalte sind somit nicht auffällig. Auch die gemessenen und auf das Frischholz zurückgerechneten Strontiumkonzentrationen der Pflanzenproben decken mit Werten von 0,912 bis 9,9 ppm die gesamte, in Kapitel IIIA 1.2 genannte Spanne von 1 bis 10 ppm genau ab, und weisen somit eine relativ hohe Variabilität von Fundort zu Fundort auf. Als einziges Material, dessen gemessene bioverfügbare Konzentration nicht mit denen in Kapitel IIIA 1.2 angegebenen Strontiumkonzentrationsspannen übereinstimmt, sind die Bodenproben zu nennen. Diese weisen eine recht große Spanne von 4,7 bis 580 ppm in den analysierten Bodenauszügen auf. Im Vergleich zu der Spanne von 0,2 bis 20 ppm, welche für den bioverfügbaren Anteil von Strontium in Bodenproben erwartet wurde, ist die Konzentration der in dieser Studie gemessenen Strontiumgehalte in 34/49 (69%) der Proben wesentlich erhöht.

Eine mögliche Ursache hierfür ist die Wahl der **Extraktionsmethode des bioverfügbaren Bodenanteils**. In dieser Studie wurde eine relativ aggressive Methode verwendet, in welcher die Bodenpartikel mit konzentrierter Salpeter- und Salzsäure aufgeschlossen wurden. Neben der hier verwendeten Methode gibt es jedoch viele weitere, welche durch unterschiedliche Herangehensweisen andere Anteile der Bodenproben in Lösung bringen, wodurch die Strontiumkonzentration einer Bodenprobe stark von der verwendeten Methode abhängt. Dabei kann die in leichten Auszügen gemessene Strontiumkonzentration nur wenige Prozent der in starken Auszügen und Totalaufschlüssen enthaltenen Konzentrationen ausmachen (Bailey et al. 2000; Drouet et al. 2005b, 2007). Dies ist ein Problem, das bei der Vergleichbarkeit von Bodenwerten beachtet werden muss, und stellt höchstwahrscheinlich den Grund für die in dieser Studie gemessenen und hoch erscheinenden Strontiumkonzentrationen dar.

Es ist allgemein bekannt, dass nicht alle Bestandteile und Mineralien einer Bodenprobe zu 100 % für Organismen zersetzbar sind. Somit ist nur ein Teil der enthaltenen Elemente bioverfügbar. Daher sind Totalaufschlüsse von Bodenproben für die Ermittlung des bioverfügbaren Anteils ungeeignet (Pate und Hutton 1988). Eine eindeutig „richtige“, international anerkannte, ausgewählte Extraktionsmethode für den **bioverfügbaren Anteil** gibt es bisher nicht. Dieses Problem bezieht sich nicht nur auf die Frage der bioverfügbaren Strontiumfraktionen in Böden, sondern auch auf den für Säugetiere potenziell verfügbaren und somit absorbierbaren Bestandteil der mit der Nahrung aufgenommenen Bodenpartikel und der darin enthaltenen Elemente allgemein. Auch für die Extraktion der bioverfügbaren Bleimenge, welche ebenso wie Strontium aus dem löslichen Bestandteil des Bodens stammt, ist bisher keine allgemein geeignete Methode bekannt (siehe Kapitel VB 3).

Dieses Problem ist darauf zurückzuführen, dass die Bioverfügbarkeit von Elementen aus Bodenproben einerseits von vielen Bodenfaktoren abhängig ist, wie dem pH-Wert, dem Redoxpotential, mineralogischen Komponenten, dem Vorkommen von Liganden und konkurrierenden Elementen, der Konzentration des untersuchten Elements selbst, und andererseits stark von dem Organismus beeinflusst wird, für welchen die Verfügbarkeit von Bodenbestandteilen untersucht werden soll (Adriano 2001; Montgomery 2002; Pourrut et al. 2011). Da viele in Böden vorkommende Elemente, wie beispielsweise Blei, für Organismen toxisch sein können, ist nicht nur für wissenschaftliche Fragestellungen, sondern auch für gesundheitliches Risikomanagement das Finden des biologisch verfügbaren Bodenanteils von höchster Wichtigkeit.

Neben der Konzentration ist auch die **Isotopie einer Bodenextraktion** stark von der verwendeten Extraktionsmethode abhängig (siehe z. B. Bailey et al. 2000). Da Boden aus vielen verschiedenen Mineralien und organischen Komponenten besteht, welche unterschiedliche Isotopenausprägungen aufweisen

können, unterschiedliche Löslichkeiten besitzen und somit auch mehr oder weniger resistent gegen Verwitterung sind (Bentley 2006; Price et al. 2002), ist es auch in der Arbeit mit Isotopen aus Bodenproben wichtig, eine einheitliche Extraktionsmethode einzuführen.

Eine Annäherung an den bioverfügbaren Bodenanteil kann durch verschiedene chemische Lösungsschritte erreicht werden. Hierfür werden häufig **leichte Auszüge**, wie sie mit Wasser (Maurer et al. 2012; Pate und Hutton 1988; Pierson-Wickmann et al. 2009) und auch leichten Salz- und Säurelösungen (Bongers et al. 2004; Bullen und Bailey 2005; Erel et al. 1994; Houba et al. 1996; Loell et al. 2011; McBride et al. 2003; Miller et al. 1993, 2014; Peijnenburg et al. 1999; Ure 1996; Vinciguerra et al. 2016; Walker et al. 2003; Willmes et al. 2014) sowie Puffern (Bedel et al. 2016; Blum et al. 2000; Drouet et al. 2005b; Song et al. 2015) durchgeführt werden können, als Methode herangezogen. Diese leichten Auszüge sind eine gute Annäherung an den für Pflanzen zugänglichen Bodenanteil. Sie weisen eine gute Übereinstimmung mit pflanzlichen $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnissen auf und werden als die für Pflanzen verfügbare Isotopie angesehen (Durante et al. 2013; Houba et al. 1996; Novozamsky et al. 1993; Ryan et al. 2018; Stewart et al. 1998). Da Pflanzen Strontium neben der Mineralquelle Boden auch aus der Atmosphäre und nahe gelegenen Fließwasser beziehen, ist ein einfacher Vergleich der Strontiumisotopie eines Bodenauszugs mit der Signatur einer Pflanze jedoch nicht die exakteste Herangehensweise an die Definition der phytoverfügbaren Bodenfraktion. Leichte Auszüge vernachlässigen zudem die Tatsache, dass Bodenorganismen, Pflanzen und auch Säugetiere mehr als diesen Anteil mit Hilfe von organismuseigenen Säuren und Enzymen extrahieren können und auch über die Zeit mit dem kontinuierlichen „Auswaschen“ des Bodens immer wieder neues Strontium aus den Bodenpartikeln herausgelöst wird. Wässrige Auszüge, welche besonders leicht und naturnah sein sollen, verändern zudem den pH-Wert des Bodes, welcher die Mobilität von Strontium stark beeinflusst, wodurch mehr oder weniger Strontium, als unter natürlichen Bedingungen verfügbar ist, herausgezogen wird (Montgomery 2002).

Im Gegensatz zu diesen eher leichten Lösungsansätzen, stehen **aggressivere Methoden**, welche mit Hilfe von starken Säureauszügen nicht nur die bereits gelöst vorliegenden Ionen und Ionenbindungen der Bodenpartikel in Lösung bringen, sondern zum Teil auch organische Verbindungen und Eisenoxide angreifen (Element 2007; Reimann et al. 2012; Vohberger 2011). Auch elementspezifischere Herangehensweisen mit stark kationbindenden, chelatisierenden, komplexbildenden Reagenzien, wie Resin (Marchionni et al. 2016), DTPA (Walker et al. 2003) und EDTA (Horckmans et al. 2007; Kim 1996; Loell et al. 2011; Ure 1996), wurden bereits für die Extraktion der bioverfügbaren Strontium- und Bleikonzentration aus Bodenproben verwendet.

Aufgrund der Ungewissheit, welche Fraktion nun bioverfügbar ist und um das Vorkommen und Verhalten von bestimmten Elementen zu untersuchen, werden gerne **sequenzielle Extraktionen** (selective sequential dissolution = SSD) von Boden durchgeführt. Mit Hilfe dieser werden Schritt für Schritt, mit steigender Aggressivität der eingesetzten Chemikalien, bestimmte Bestandteile des Bodens extrahiert, wie zunächst der wasserlösliche Anteil, dann leicht austauschbare Ionenbindungen, gefolgt vom Karbonatanteil des Bodens, verschiedenen Oxiden und organischen Verbindungen bis hin zu den schwer löslichen Silikaten (Beckett 1989; Cuvier et al. 2016; Emmanuel und Erel 2002; Filgueiras et al. 2002; Lawrence et al. 2010; Pickering und Shuman 1981; Quevauviller 1996; Riise et al. 1990; Ryan et al. 2018; Steinmann und Stille 1997). Bei welchem dieser Anteile es sich nun um „bioverfügbare“ Fraktionen handelt, ist umstritten. Hinzu kommt, dass die tatsächliche Selektivität sowie Reproduzierbarkeit der unterschiedlichen Extraktionsschritte in Frage gestellt wird (Beckett 1989; Clark et al. 1996; Kheboian und Bauer 1987; Martin et al. 1987; Nirel und Morel 1990; Shan und Chen 1993).

Wie es Martin et al. (1987) und Nirel und Morel (1990) in fast den gleichen Worten zusammenfassen, stellt das größte Problem die Anwendung von chemischen Extraktionsmethoden dar. Diese simulieren lediglich natürliche Verwitterungs- und Verdauungsprozesse, wobei sich die physiochemischen Konditionen der **künstlich erzeugten Reaktionen** im Labor stark von denen natürlicher Prozesse unterscheiden. Diese stellen meist starke und schnelle Reaktionen dar, wobei natürliche Prozesse in der Regel langsame kinetischen Reaktionen mit schwachen Reagenzien sind.

Da die Verfügbarkeit der Elemente von so vielen Faktoren abhängt, ist wohl die genaueste Herangehensweise das Messen des von einem **Organismus** aufgenommen Anteils. Auch in neuester Literatur wird darauf hingewiesen, dass die Isotopenzusammensetzungen von Organismen, wie zum Beispiel Pflanzen, möglicherweise besser geeignet wären (Hernandez et al. 2003; Ryan et al. 2018). Mit einer solchen Herangehensweise können auch Veränderungen des biologisch verfügbaren Bodenpools in der Vergangenheit indirekt über das Messen von biologischen Materialien, wie beispielsweise Pflanzenproben und Muschelschalen, gemessen und beziffert werden (Åberg 1995; Åberg et al. 1990; Bullen und Bailey 2005; Drouet et al. 2005a; Poszwa et al. 2003). Bei der Messung des bioverfügbaren Strontiumanteils von Boden über Organismen ist jedoch wieder zu beachten, dass diese ihr Strontium meist nicht zu 100 % aus Boden beziehen und somit immer eine Mischung des lokal verfügbaren Strontiums darstellen. Hinzu kommt, dass die in einem Organismus gemessene Konzentration nicht einfach der in einem gewissen Zeitrahmen aufgenommenen Elementmenge entspricht, da verschiedene Elemente unterschiedlichen körpereigenen Regulationsmechanismen sowie einer spezifischen Akkumulations- und Ausscheidungsrate in verschiedenen Organen und Entgiftungsprozessen unterliegen. Die Verwendung von Pflanzen, Schneckenhäusern oder etwa Bodenwürmern ist für die Bestimmung der für Organismen zugängigen Konzentration eines Elements aus lokalem Boden somit nicht gut geeignet. Findet keine Fraktionierung statt und ist die größte Elementquelle des herangezogenen Organismus der Boden, kann dessen Isotopie jedoch etwas über die Isotopie des bioverfügbaren Bodenanteils aussagen.

Für eine genauere Ermittlung des für Säugetiere verfügbaren Bodenanteils wurden mehrere Extraktionssequenzen entwickelt, welche die Bedingungen des tierischen und menschlichen Gastrointestinaltrakts imitieren (z. B. Ruby et al. 1996). Aber auch das tatsächliche Heranziehen von Modellorganismen für die Untersuchung von Absorptionsraten und Ähnlichem sind entscheidend für das Verständnis der Aufnahmemengen von Elementen in Säugetieren (Patterson et al. 2008).

Da es sich bei dem „bioverfügbaren“ Anteil der Bodenproben in **dieser Studie** um die für Säugetiere zugängliche Fraktion des Bodens handelt, wurde eine Methode mit starker Säure verwendet. Dabei wird berücksichtigt, dass durch Kauvorgänge, verschiedenste Enzyme und Darmbakterien, durch den niedrigen pH-Wert im Magen und die Körpertemperatur ein wesentlich höherer Anteil aus Bodenpartikeln herausgelöst wird, als es wässrige und weniger starke Lösungen widerspiegeln können. Die hier verwendete Methode sollte die Verfügbarkeit des Bodens nach oraler Aufnahme und den Verdauungsvorgängen im Gastrointestinaltrakt einigermaßen beziffern, ohne dabei zu detailliert und aufwendig zu werden.

Als ein zu berücksichtigender Faktor in der hier verwendeten Methode zur Bestimmung der lokalen Signaturen der Strontiumquellen für die Modellierung archäologischer Säugetierspannen ist die Verwendung von **modernen Umweltproben** zu nennen. Diese wurden aufgrund der allorts zugänglichen und vorhandenen Probenmengen gewählt. Durch das Heranziehen von modernen Umweltproben ist zudem die Herkunft der Proben sichergestellt und im Gegensatz zu der archäologischen Materials nicht ungewiss. Doch bringt modernes Material auch Nachteile und höhere Ungenauigkeiten mit sich. In der Literatur lassen sich immer wieder Belege für Änderungen des $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnisses von Umweltproben

über die Zeit finden. Diese können durch Änderungen der natürlichen Strontiumquellen wie z. B. einem Flusslauf, aber auch durch anthropogene Einträge, wie Dünger, Kalk, sauren Regen und Emissionen, und anthropogene Bodeneingriffe, wie Acker- und Siedlungsbau, erklärt werden, wobei nicht alle beobachteten Änderungen im bioverfügbaren Strontiumpool durch bekannte Gründe erklärt werden können (Åberg 1995; Åberg et al. 1990; Böhlke und Horan 2000; Bullen und Bailey 2005; Burton und Price 2013; Christian et al. 2011; Drouet et al. 2005a; Evans et al. 2009, 2010; Green et al. 2004; Kootker et al. 2016; Maurer et al. 2012; Poszwa et al. 2003; Tichomirowa et al. 2010; Tricca et al. 1999; Viner et al. 2010; West et al. 2009). Daher wurde bei der Probennahme besonders auf Faktoren wie der Nähe zu Ackerflächen und Straßenrändern und sonstigen potenziellen anthropogenen Änderungen im Strontiumpool, geachtet und diese so gering wie möglich gehalten.

Trotz des Proxycharakters der verwendeten Definition der lokalen Strontiumkonzentrations- und $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Spannen durch die Probennahme einzelner Materialmuster und der Tatsache, dass moderne Umweltproben verwendet wurden, um eine $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Signatur für archäologische Säugetiere zu modellieren, konnte, wie im Folgenden geschildert wird, eine überraschend **gute Übereinstimmung** der kalkulierten $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Spannen mit denen archäologischen Daten gewonnen werden. Daher scheint es an den meisten in dieser Studie bearbeiteten Fundorten in den letzten Jahrtausenden zu keinen gravierenden Veränderungen in den bioverfügbaren $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnissen von Grundwasser, Boden und Vegetation gekommen zu sein. Die Verwendung von modernen Umweltproben in der Modellierung der Strontiumsignaturen archäologischer Säugetiere scheint daher in der untersuchten Region keinen Risikofaktor einer erfolgreichen Vorhersage darzustellen. Sie ermöglicht vielmehr die erstellte innovative Modellierung der lokalen $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Signatur archäologischer Säugetiere anhand modernen Umweltmaterials.

A 2 Mischungsmodell

Eine leicht anwendbare Lösung für die Probleme, die bei der Definition der lokal bioverfügbaren $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Signatur in archäologischen Studien auftreten, wird seit langem gesucht. Das in dieser Arbeit erstellte Strontiummischungsmodell, welches mit dem dazugehörigen Excel File und einem benutzerfreundlichen User Guide online erhältlich ist, erzielt in der beprobten Region, den Europäischen Alpen, eine sehr **gute Übereinstimmung** der kalkulierten Strontiumspannen mit den lokal erwarteten Wertespennen. Daher stellt das Strontiummischungsmodell ein Werkzeug für eine neue Herangehensweise für die Bestimmung der lokal zu erwartenden $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnisse lokaler vorindustrieller Säugetiere dar. Modellvariante 2, welche Boden mit bis zu 1 % Absorptionsmenge als vierte Strontiumquelle miteinbezieht, führt zu der besten Bestimmung der lokalen $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Spanne archäologischer Säugetiere und wird daher empfohlen. Mit dieser Modellvariante wurde eine sehr gute bis exzellente Übereinstimmung mit dem Validierungsdatenset in 72 % der Fundorte erreicht. Unter der Berücksichtigung, dass bei der Umweltprobennahme jeweils nur eine Probe pro Fundorte genommen wurde, ohne die Geologie vor Ort zu berücksichtigen, und zudem modernes Umweltprobenmaterial verwendet wurde, ist dies ein erstaunlich gutes und positives innovatives Ergebnis. An 7 % der Fundorte konnte immerhin eine Deckungsgleichheit von 50 bis 75 % erzielt werden. Lediglich sechs der 43 Fundorte (14 %) erzielten Validierungskategorien von 4 bis 5, was für eine nicht passende Definition der lokalen Spannen der Strontiumquellen spricht oder aber für eine zu hohe Inhomogenität innerhalb des archäologischen Säugetierdatensets. An drei Fundorten kommt es zu keiner Überschneidung der lokalen modellierten $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Signatur und dem Validierungsdatenset. Mögliche Gründe für diese unerwarteten Abweichungen der archäologischen Daten von den modernen lokalen Spannen sind fundortspezifisch zu untersuchen und können beispielsweise auf Standortbesonderheiten wie Höhensiedlungen, wie es am Ende dieses Kapitels für die archäologische Fundstätte 215, Innsbruck Kalvarienberg, erläutert wird, zurückgeführt werden. Ein rein analytischer und mathematischer Ansatz, wie es auch das erstellte Mischungsmodell darstellt, ist in solchen Fällen nicht ausreichend und sollte stets unter Berücksichtigung der archäologischen Horizonte, besonderer Standort- und Umwelteigenschaften und den gegebenen Forschungshypothesen in Verbindung gebracht werden, um die Beprobung der Umweltproben gegebenenfalls anpassen zu können (Lengfelder et al. 2019).

Das erstellte Excel File gibt neben den kalkulierten lokal erwarteten $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Signaturen auch **Graphen** des Mischungsmodells aus. Typischerweise wird in geologischen Mischungsmodellen die reziproke Strontiumkonzentration eingezeichnet, wodurch die Mischungslinien, statt Hyperbeln darzustellen, gerade Linien sind, welche optisch simpler erscheinen. Eine gerade Mischungslinie zwischen zwei Punkten wird oftmals verwendet, um zu testen, ob es sich bei einem Mischungsverhältnis um eine Mischung aus zwei oder mehreren Quellen handelt. In der Biosphäre treten Strontiumkonzentrationen jedoch in einer logarithmischen Verteilung auf. Dabei enthalten manche Quellen deutlich mehr Strontium als andere (Burton und Hahn 2016). Dies wird auch in den hier untersuchten Umweltproben sichtbar. Um die tatsächlichen Konzentrationseinheiten besser erkennen zu können, wurde daher auf die reziproke Darstellung verzichtet und eine logarithmische Achse verwendet. Dabei wird in der logarithmischen Darstellung der typische hyperbole Verlauf der Mischungslinien, welcher durch den Konzentrationsunterschied zwischen den zwei Quellen verursacht wird, sichtbar. Die Quelle mit dem größeren Strontiumanteil beeinflusst dabei die Strontiumisotopie der Mischung stärker als die weniger strontiumreiche Quelle.

Es gibt viele Hindernisse, welche bei der Erstellung und der Anwendung eines Mischungsmodelles beachtet werden müssen. Das Heranziehen von **Proxydaten** kann immer zu signifikanten Fehleinschätzungen führen. Burton und Price (2013) weisen in ihrer Arbeit, welche sich mit den verschiedenen Methoden der Bestimmung der lokalen Strontiumsignatur beschäftigt, darauf hin, dass sowohl biologische

als auch geologische Proben zu hohe Variationen zwischen den Umweltmaterialien selbst und auch innerhalb des gleichen Materialtyps aufweisen und zudem oftmals noch von saisonalen Faktoren beeinflusst werden, um als sichere Referenzmaterialien für menschliche $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnisse herangezogen werden zu können. In dieser Arbeit wurden die Variationen der unterschiedlichen Umweltmaterialien größtenteils mittels der in anderen Studien beobachteten lokalen $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Spannen berücksichtigt, wobei die Messwerte der analysierten Umweltproben um diese typischen Variationen erweitert wurden. Da Lebewesen bekanntermaßen mit steigender Trophiestufe durch die Bildung von Mischverhältnissen immer stärker eine Mittelung des Gesamtdurchschnitts der vor Ort vorkommenden bioverfügbaren $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnisse besitzen (bspw. Burton et al. 1999; Burton und Hahn 2016; Crowley et al. 2017), ist es zudem fragwürdig, inwiefern jede einzelne auftretende Variation in den $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnissen einer möglichen Strontiumquelle berücksichtigt werden muss, um diese gemittelten $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Spannen erfolgreich definieren zu können. Überspitzt ausgedrückt ist es beispielsweise unwahrscheinlich, dass ein Individuum sich sein Leben lang nur von Nüssen einer einzelnen Pflanze ernährt hat, welche alle in einem Zeitraum eines einzigen Monats gepflückt wurden. Um ein robusteres und enger gefasste Ergebnis zu erhalten, sollte bei der Bestimmung der bioverfügbaren $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Signaturen der lokalen Umweltmaterialien daher eine Gewichtung der auftretenden $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnisse nach ihrer Häufigkeit erfolgen.

Eine weitere Herausforderung bei der Erstellung von Mischungsmodellen ist das Fehlen von Grundkenntnissen über die **Zusammensetzung des Strontiums innerhalb eines Zielorganismus** aus den ihm zugänglichen und zur Verfügung stehenden Strontiumquellen (Bataille und Bowen 2012; Montgomery et al. 2007). Einerseits ist Wissen um das Strontiumeinzugsgebiet meistens nicht vorhanden, wodurch die Identifizierung und Integration der tatsächlichen Strontiumquellen erschwert wird. Andererseits ist der Beitrag der einzelnen Strontiumquellen zum Gesamtstrontium innerhalb eines Organismus unbekannt. Zusätzlich gibt es auch innerhalb einer Population eine gewisse Variation innerhalb der Beitragsmengen ebenso wie innerhalb der einzelnen Strontiumquellen selbst. Sowohl Tiere als auch Menschen bevorzugen bestimmte Lebensmittel und unterscheiden sich in ihrem Ernährungsverhalten. Diese Unterschiede treten sowohl inter- auch intraspezifisch auf. Auch der Zugang zu bestimmten Lebensmitteln ist nicht für jedes Individuum gleich und variiert zum Beispiel auch nach sozialem Status, Geschlecht und Alter.

Grumbkow et al. (2013) weisen in ihrer Arbeit mit Strontiumisotopen und a-DNA-Analysen einer mittelalterlichen Population darauf hin, dass sozioökonomische Unterschiede zu einem unterschiedlichen Zugang zu exotischen Früchten geführt haben könnte. Gerade auch in der Arbeit mit $\delta^{13}\text{C}$ - und $\delta^{15}\text{N}$ -Analysen zur Ernährungsrekonstruktion gibt es immer wieder Nachweise für Differenzen im Nahrungsspektrum von Individuen unterschiedlichen sozioökonomischen Status (z. B. Cheung et al. 2012). Dabei kann dieser nicht nur Auswirkungen auf den Zugang zu exklusiven, seltenen oder importierten Produkten nehmen, sondern auch zu Unterschieden in der Verfügbarkeit lokaler Produkte und dem Zugang zu sauberem Trinkwasser führen. Somit kann nicht nur die Anzahl, sondern auch der Typ der Strontiumquellen variieren. Die in einer Population vorhandene Variation kann sich dementsprechend zwischen verschiedenen geologischen, geografischen und auch kulturellen Umfeldern stark unterscheiden. Auch zeitliche Unterschiede können auftreten, dabei werden diese Veränderungen oftmals durch den Wandel sozialer, kultureller, ökonomischer, technischer oder aber auch politischer Status hervorgerufen (Hirschfelder 2018; Montgomery et al. 2007). Durch den Abgleich mit archäologischem Material, welches sich aus körperlichen Relikten verschiedener archäologischer Zeiten zusammensetzt, kann eine Fehlanpassung des Modells an zeitlich bedingte Sonderzustände ausgeschlossen werden.

In domestiziertem Vieh ist zudem die Art der Tierhaltung und auch der Ort der Weideflächen entscheidend. Diese können sich nicht nur interspezifisch, sondern auch zwischen Viehhaltern unterscheiden.

Unterschiede im Metallmetabolismus können zudem die in der Nahrungsaufnahmemenge beobachtbaren Variationen nochmals erhöhen, denn nicht jede in einen Organismus aufgenommene Strontiumquelle wird in diesem gleichermaßen absorbiert. Hierbei spielt nicht nur die Physiologie, sondern auch der Status des Verdauungstraktes des Individuums eine entscheidende Rolle (Kostial et al. 1972; Likhtarev et al. 1975; Nielsen 2004).

Dies alles erschwert die Modellierung der $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnisse lokaler Menschen und Tiere und wird bei der Betrachtung mehrerer archäologischer Zeiträume nochmals verstärkt. Die Variation des Beitrags unterschiedlicher Strontiumquellen in einem Organismus wurde im etablierten Mischungsmodell daher sehr breit gehalten. Dabei wurde nicht nur eine weite Spanne innerhalb der oralen Aufnahme von Strontiumquellen einer Spezies berücksichtigt, sondern auch die Unterschiede im Nahrungsverhalten verschiedener Säugetierarten und deren Strontiumabsorptionsraten. Durch einen GesamtabSORPTIONSbeitrag von 25 bis 75 % von jeweils pflanzlicher Nahrung und Trinkwasser werden sowohl Variationen im Aufnahmeverhältnis von Nahrung und Trinkwasser als auch Unterschiede in der Bioverfügbarkeit und Absorptionsmenge dieser mitkalkuliert. In biologischen Systemen sind Ausnahmen von der Regel immer zu erwarten, so können beispielsweise auch Krankheiten, bspw. die Essstörung Pica, in die Zusammensetzung des Strontiums im Körper eingreifen. Die in dem Modell zugelassene Variabilität ist so hoch, dass eine Abweichung von der erwarteten Zusammensetzung des körperlernen Strontiums an den meisten Fundorten zu keiner Änderung der modellierten lokalen Strontiumsignatur führen würde. Lediglich ein Beitrag von nahezu 100 % Grundwasser/Trinkwasser oder eine deutlich erhöhte Aufnahmemenge an Boden könnte potenzielle Änderungen hervorrufen. Da Wasser an sich eine eher geringe Strontiumkonzentration besitzt, ist die aus der Nahrung absorbierte Strontiumkonzentration jedoch meistens höher. Mit der Ausnahme von Individuen, welche aktiv Boden zu sich nehmen, sollte es daher zu keinen Fehleinstufungen kommen. Durch die zusätzliche Bewertung der Lokalität eines Individuums mit dem lokalen Dreieck, welches sich aus den Strontiumisotopen der Elementquellen Boden, Grundwasser und Regenwasser zusammensetzt, würden solche Individuen zumindest nicht als eindeutig ortsfremd eingestuft werden und die Erklärbarkeit der auffälligen $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Signatur durch die lokalen Umweltproben müsste geprüft werden.

Die große Variation innerhalb des Strontiumeinzugsgebietes und auch des Beitrags der unterschiedlichen Strontiumquellen ist in dem **archäologischen Datenset** gut sichtbar. Dabei reichen die Spannen der verfügbaren $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnisse pro Fundort von 0,0002 bis 0,0072, mit einem Median von 0,0025. Dies weist eine weitere Unsicherheit in der Arbeit mit archäologischen Materialien auf. In einer reinen lokalen Population würde man kleinere $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Spannen von 0,0006 bis zu maximal 0,002 erwarten (Burton und Hahn 2013; Grupe et al. 1997; Price et al. 2015). Nun ist das archäologische Datenset jedoch nicht nur aus einer Säugetierspezies zusammengesetzt, sondern beinhaltet Individuen der vier Arten Mensch, Schwein, Rind und Rothirsch. Tatsächlich wird die Verwendung mehrerer Säugetierspezies empfohlen (Price et al. 2002), da so Haltungsdifferenzen und Unterschiede in der Größe der Integrationsfläche des Strontiumeinzugsgebietes eliminiert werden können. Dies trägt einerseits zu einer erhöhten Robustheit des erstellten Modells bei, könnte jedoch auch zu einer zu großen Spanne durch den Einbezug von Individuen mit Mischisotopen, wie es beispielsweise Rinder und Rothirsche durch ihr größeres Strontiumeinzugsgebiet besitzen können, führen. Hinzu kommt, dass die archäologischen Proben nicht aus derselben Zeit stammen müssen, sondern durchaus auch unterschiedliche archäologische Datierungen besitzen (wobei selbst bei einer einheitlichen Datierung aufgrund der niedrigen Präzision der Datierung mehrere tausend Jahre zwischen den Lebzeiten der Individuen liegen können). Stammen die so weit gefassten $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Spannen nun aus speziesbedingten Variationen in der lokalen $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Signatur der einzelnen Säugetierarten oder ist diese durch zeitliche Änderungen geprägt? Eine

weitere Möglichkeit ist das Vorhandensein von $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnissen nicht lokaler, ortsfremder Individuen innerhalb des Säugetierdatensets, da in der Arbeit mit archäologischem Material die Lokalität des herangezogenen Materials a priori nicht gesichert ist. Zwar wurden die Tierproben so ausgewählt, dass die Wahrscheinlichkeit ihrer lokalen Abstammung möglichst hoch ist (anhand osteometrischer Maße), doch ist diese nicht nachgewiesen. Diese gilt es somit immer in Frage zu stellen und zu überprüfen. Auch besteht stets die Möglichkeit, dass das biogene $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Signal der Skelettelemente durch die lange Bodenlagerung und die damit einhergehende Diagenese durch Einlagerung von Strontium aus Boden und/oder Grundwasser abgeändert wurde (Budd et al. 2000; Nelson et al. 1986; Pate et al. 1991). Hierfür wurden spezielle Reinigungs- und Anätzschritte mit starken Säuren entwickelt und durchgeführt (siehe Grupe et al. 1997), welche diagenetisches Strontium entfernen und die Probe somit dekontaminieren. Mineralogische Untersuchungen an ausgewählten Proben konnten den Erfolg dieses Vorgangs bestätigen (Schmahl et al. 2017). Da das verwendete archäologische Säugetiermaterial genau der Zielgruppe entspricht, für welche der lokal zu erwartende $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Bereich modelliert werden soll, wurde das Risiko einer minimalen Kontamination der Strontiumsignatur in Kauf genommen und die Werte für die Validierung des Modells herangezogen. Dabei sollten diese eine möglichst genaue und repräsentative Bestimmung der lokalen bioverfügbaren $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Signatur von Säugetieren ermöglichen.

Die hohen lokal beobachteten $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Spannen weisen daher auf das Vorhandensein von **ortsfremden Individuen** im archäologischen Datenset oder aber hohe **interspezifische Variationen** hin. Betrachtet man menschliche historische und prähistorische Populationen, so ist eine Anzahl von 10 % an Bestattungen ortsfremder Individuen als normal anzusehen und auf die allgemeine Mobilität des Menschen zurückzuführen (Grupe et al. 2017). Die Häufigkeit der Anwesenheit nicht lokalen Viehs in lokalen Skelettfunden ist hingegen auf die Größe des Streifgebiets im Fall wilder Tiere, auf möglichen Viehtrieb, auf die Art der Viehhaltung und auf die Menge an anthropogen eingebrachten nicht lokalen Futter- und Wasserquellen im Falle von domestizierten Tieren sowie auf die Menge des Handels mit tierischen Produkten zurückzuführen. Da Strontiumsignaturen von sowohl domestiziertem Vieh (Rinder und Schweine), Wild (Rothirsche) als auch von Menschen herangezogen wurden, wurde eine gewisse speziesspezifische Differenz in deren $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnissen erwartet und auch eine Anzahl an ortsfremden Individuen. Zwischen den beiden Nutztieren, Schweinen und Rindern, kann es durch unterschiedliche Haltungsformen und der in den Alpen seit frühen prähistorischen Zeiten üblichen Transhumanz in der Rinderhaltung zu wesentlichen Unterschieden in den $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnissen der beiden Spezies kommen (Carrer 2015; Marzatico 2007; Reitmaier et al. 2018; Segard 2009). Mit unterschiedlichen Strontiumeinzugsgebieten der beiden Tierarten über mehrere Monate im Jahr, kann es durch Differenzen in den bioverfügbaren Strontiumsignaturen der Aufenthaltsorte zu einer Mischisotopie in den Rindersignaturen kommen. Schweine hingegen werden in der Literatur immer wieder als meist nah an der Siedlung gehaltene Tiere eingestuft und deren $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnisse für die Bestimmung der lokalen bioverfügbaren Strontiumsignatur für menschliche Populationen empfohlen (Greenfield 1988; Gregg 1988). Dennoch werden in anthropologischen Studien immer wieder Unterschiede zwischen den $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnissen archäologischer domestizierter Tiere (Schweine, Schafe, Ziegen und Rinder) und denen der Menschenpopulation gefunden. Diese Differenzen werden in den meisten Fällen auf unterschiedliche Strontiumquellen zurückgeführt (z. B. Maurer et al. 2012). Dies fängt bereits bei der Wasserquelle an, wobei die wenigsten Tiere reines Grundwasser als Trinkwasserquelle besitzen, da es für diese meist nicht zugänglich ist. Menschen trinken hingegen selten Oberflächenwasser und verwenden bereits seit prähistorischen Zeiten eine Reihe von Methoden, um den Zugang zu sauberem Trinkwasser sicherzustellen, wie z. B. das Schlagen von Brunnen und das Auffangen von Wasser in Zisternen und Fässern (Grupe et al. 2017). Da sich die Isotopie dieser Wasserquellen deutlich voneinander unterscheiden kann,

kann dies zu einem Unterschied der Isotopenausprägung der verschiedenen Spezies führen (Burton und Price 2013). Auch die lokale $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Signatur innerhalb der Menschen ist an sich nicht leicht zu bestimmen, da diese nicht nur die oben genannten Variationen innerhalb einer Population besitzen, sondern hinzukommend hoch mobile Kulturen besitzen. Dies beinhaltet, dass diverse ökologische Regionen als Nahrungsquellen ausgeschöpft werden (Kelly 1983), seit der frühen Menschengeschichte Handel mit Lebensmitteln zwischen verschiedenen Gebieten betrieben wird (Bakels und Jacomet 2003; Burton und Hahn 2016; Livarda 2011) und eine hohe Mobilität mit Migrationsraten von 10 % als normal angesehen werden kann (Grupe et al. 2017). Neben den Menschendaten wird auch für den Rothirschdatensatz ein großer Prozentsatz an Individuen mit nicht ortstypischen $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnissen erwartet. Rothirsche sind als Wildtiere frei in ihrer Bewegung, besitzen Streifgebiete von mehreren hundert Hektar (Putman und Flueck 2011) und sind zusätzlich für ihre partielle saisonale Migration bekannt (Albon und Langvatn 1992). Dabei wandern mehrere Individuen während der Sommermonate in höher liegende Regionen und kehren mit Einbruch des Winters und starkem Schneefall in niedriger gelegene Regionen zurück (Luccarini et al. 2006). Ein Test auf signifikante Unterschiede zwischen den $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnissen der verschiedenen Arten pro Fundort, ergab jedoch nur in 4 % der Fundorte p-Werte, die unter dem Signifikanzniveau von 5 % liegen. An den anderen Fundorten konnte kein signifikanter Unterschied beobachtet werden, was aber auch auf die geringen Stichprobengrößen zurückgeführt werden kann.

Eine **Identifikation ortsfremder Individuen** war vor der Verwendung der archäologischen Daten in Form eines Validierungsdatensets für die erstellten Mischungsmodelle daher unabdingbar. Zwar sollte das Mischungsmodell selbst in der Lage sein diese Individuen als Träger ortsfremder $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnisse zu identifizieren, doch könnte andernfalls keine Beurteilung der Tauglichkeit der erstellten Modelle stattfinden. Um lokale Ausreißer zu identifizieren wird gerne die Verteilung der archäologischen Daten herangezogen und dabei die am häufigsten auftretenden $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnisse nach dem Prinzip der Parsimonie als lokal bezeichnet. Dies kann durch die Suche nach einem flachen Plateau (Burton und Price 2013), dem Heranziehen des Mittelwerts \pm der zweifachen Standardabweichung unter Voraussetzung einer Normalverteilung (Ezzo et al. 1997; Grupe et al. 1997; Price et al. 2004) oder aber einer reinen Betrachtung der Verteilungsdichte (Kernel Density, z. B.: Baxter und Cool 2010) erfolgen. Aufgrund der geringen Stichprobengröße pro Fundort war es leider nicht möglich anhand der Verteilung der einzelnen Datenpunkte die $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Spanne mit den meisten Datenpunkten herauszuziehen und somit einen lokalen Säugetierbereich anhand der archäologischen Datenpunkte zu bestimmen. Zwar können oftmals „Lücken“ zwischen Datenpunkten beobachtet werden, doch kann man sich niemals sicher sein, ob eine Lücke tatsächlich auf ein Vorhandensein von zwei oder mehr lokalen Gruppen hindeutet oder aber auf fehlende Datenpunkte innerhalb dieses Bereiches aufgrund der geringen Stichprobengröße. Da zudem oftmals $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Signaturen von Einzelfunden untersucht werden, ist auch in solchen Fällen eine andere Vorgehensweise notwendig.

Daher wurde nach einer anderen Möglichkeit zur Einschätzung der Anwendbarkeit der Säugetierdaten für die Verwendung dieser als Validierungsdaten gesucht und das **lokale Dreieck** verwendet. Anhand des lokalen Dreiecks, welches mit Hilfe der $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Spannen der Strontiumquellen Regenwasser, Boden und Grundwasser erstellt wurde, wurden sowohl menschliche als auch tierische $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnisse identifiziert, deren Strontiumsignaturen nicht durch die vor Ort gesammelten Boden- und Grundwasserproben und den globalen Regenwasserwert erklärt werden können und somit ihr Strontium zusätzlich oder ausschließlich von anderen, möglicherweise externen Strontiumquellen bezogen haben müssen. Diese Individuen wurden von dem archäologischen Validierungsset des Strontiummodells ausgeschlossen und als ortsfremd identifiziert. Somit wurde sichergestellt, dass die Vergleichsdaten mit den Werten der Umweltproben erklärbar sein könnten. Diese Methode ermöglicht ein frühzeitiges Erkennen orts-

fremder Signaturen und ist auch an Fundorten anwendbar, an welchen es beispielsweise altersbedingt keine größere Anzahl an Individuen gibt, die beprobt werden können. Dies ist insbesondere an mesolithischen und neolithischen Fundstätten in der Regel der Fall, kann aber auch zu späteren Zeiten in Form von Pionierpopulationen und ähnlichen auftreten. Eine erste Einschätzung der Herkunft eines Individuums kann somit bereits durch den Vergleich mit den Signaturen der Umweltproben erfolgen.

Durch das Heranziehen des lokalen Dreiecks, wurden an 22 der 46 Fundorte über 10 % des Säugetierdatensatzes als **Träger nicht lokaler $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnisse** identifiziert. An weiteren 22 Fundorten wurde keines der Individuen als eindeutig nicht lokaler Herkunft stammend bestimmt. Das untypische Erscheinungsbild rein aus lokalen Individuen bestehender Populationen zeigt deutlich, wie unrepräsentativ die kleinen Stichprobenmengen für die Isotopenverteilung ganzer Populationen ist. Das Auftreten von über 10 % ortsfremder Strontiumverhältnisse in den untersuchten archäologischen Individuen deutet auf eine erhöhte Mobilität von Individuen sowie den potenziellen Bezug von ortsfremden Strontiumquellen hin, was ein Zeichen für regen Handel darstellt und in der untersuchten Region erwartet wurde. An elf Fundorten liegt die Anzahl der Säugetierdaten mit vermeintlich nicht lokalen $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnissen unter 50 %. An weiteren elf Fundorten liegen über 50 % bis hin zu 100 % der archäologischen Daten außerhalb des lokalen Dreiecks. Hierbei ist allgemein kein eindeutiger interspezifischer Unterschied in der Häufigkeit ortsfremder Individuen zu sehen. Auf die Gesamtindividuenzahl der untersuchten Spezies bezogen wurden bei diesem ersten Analyseschritt 34 % der Rothirsche, 30 % der Schweine, 27 % der Menschen und 24 % der Rinder als ortsfremd identifiziert. Das Auftreten eines ortsfremden Individuums ist über alle Fundorte hinweg gesehen in den Schweinen am wahrscheinlichsten. Diese sind gefolgt von den Rothirschen, den Rindern und den Menschen. Wobei zwei der Fundorte mit über 50 % ortsfremden Individuen durch reine Menschengruppen beschrieben werden (Fundorte 221 und 254), setzen sich sechs dieser Fundorte aus reinen Tierdatensätzen zusammen. An zwei der Fundorte kommt es hierbei zu keinem einzigen Einschluss der archäozoologischen Daten in das lokale Dreieck (Fundorte 114 und 149). An drei Fundorten ist das Datenset gemischt und weist sowohl tierische als auch menschliche $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnisse auf, welche außerhalb der Umweltprobenspanne liegen. Unterschiede zwischen menschlichen und tierischen Ausreißern sowie zwischen den Tierarten selbst sind auf dieser Stufe der Identifikation von ortsfremden Signaturen nicht zu erkennen. Demnach wurde erwartet, dass nicht alle ortsfremden Individuen anhand des lokalen Dreiecks erkannt wurden. Liegen die Strontiumsignaturen zweier Fundorte sehr nahe beieinander und die $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnisse der lokalen Strontiumquellen zudem weit auseinander, so ist es durchaus möglich, dass nicht lokale Individuen $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnisse aufweisen, welche zwar innerhalb des lokalen Dreiecks liegen, jedoch nicht in der lokalen Strontiumsignatur der Säugetiere vertreten sind. Daher wurde bei der Validierung des Strontiumsmodells darauf geachtet, keine Überanpassung des Modells durchzuführen. Durch den Abgleich mit der lokalen modellierten Säugetierspanne nach der bevorzugten Modellvariante 2, welche Boden als Strontiumquelle der Säugetiere miteinbezieht, kommt es an den untersuchten Fundorten zu weiteren Ausschlüssen von Individuen. Hierbei wurde eine plausible Differenz in der Häufigkeit des Auftretens ortsfremder Individuen zwischen den Spezies beobachtet. Anhand der kalkulierten lokalen Säugetierspanne wurden hierbei insgesamt 59 % der Menschen, jeweils 50 % der Rinder und der Rothirsche und lediglich 44 % der Schweine als Träger ortsfremder Strontiumsignaturen eingestuft. Diese Verteilung entspricht eher den Erwartungen und kann sehr gut durch die gezielte Beprobung auffälliger Menschengräber, das große Strontiumeinzugsgebiet der Rinder und der Rothirsche und die höhere Ortsgebundenheit der gehaltenen Schweine sowie einen Handel mit Schweineschinken und Ähnlichem erklärt werden.

Diese hohe, wenn auch nicht unerwartete Anzahl an Individuen mit ortsfremden $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Werten zeigt, dass das Heranziehen von lokal geborgenem archäologischem Material nicht ausreichend ist, um die lo-

kale $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Signatur von rein vor Ort lebenden Säugetieren zu bestimmen. Vor allem in Regionen, wie den Europäischen Alpen und der diese durchquerende Inn-Eisack-Etsch Passage, in welchen eine hohe geologische Variabilität herrscht und eine hohe Migrationsrate bekannt ist (Grupe et al. 2017), ist von dieser Herangehensweise daher abzuraten. Die in dieser Arbeit gewonnenen Daten sprechen allerdings auch dafür, dass eine reine Bestimmung der Strontiumspanne lokaler Säugetiere anhand einzelner Umweltproben oftmals nicht ausreichend ist, wie es die Fundorte, in welchen alle Säugetierdaten aus dem lokalen Dreieck fallen, deutlich zeigen. Eine **gründlichere Untersuchung der lokalen Variabilität** der Umweltproben sowie fundortspezifische archäologische Hinweise zu Handelsrouten, der Örtlichkeit von Ackerflächen und Besonderheiten der Tierhaltung sind wichtige Faktoren, die bei der Bestimmung der lokalen Isotopiespanne berücksichtigt und herangezogen werden sollten (beispielsweise anhand des Nutzflächenmodells von Vohberger (2011)).

Eine sehr hohe Anzahl an scheinbar ortsfremden Individuen kann auch durch eine starke Abhebung der $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Signatur des untersuchten Ortes von seiner **unmittelbaren Umgebung** verursacht werden. Gerade in einer geologisch variablen Gegend, ist es möglich, dass das bioverfügbare $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnis des Grundgesteins zwischen zwei geologischen Einheiten sehr unterschiedlich ausfällt. Fundorte, welche auf mehreren unterschiedlichen geologischen Einheiten gelegen sind oder in direkter Nähe zu einer Änderung des Grundgesteins liegen, besitzen daher eine hohe Variabilität in der lokalen bioverfügbaren Strontiumsignatur. Diese wird durch die Beprobung von Umweltproben einer der geologischen Einheiten nicht ersichtlich, ist in der Variabilität der $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Signaturen einheimischer Säugetiere jedoch wiederzufinden. Daher stellt sich gerade im Fall des Auftretens vieler, scheinbar nicht lokaler Individuen die Frage, inwieweit diese „externen“ Strontiumquellen von den „lokalen“ entfernt liegen und ob diese tatsächlich als extern und somit ortsfremd bezeichnet werden sollten oder nicht. Die Beprobung der Umweltproben erfolgte an den meisten Fundorten in einem kleinen Radius (< 2 km), wobei vor allem die Bodenbeprobung bevorzugt direkt am Ort der Pflanzenprobenentnahme erfolgte. Die Grundwasserproben wurden hingegen an dem nächst gelegenen Ort entnommen, wobei dieser bis zu über 4 km weit von den anderen Beprobungsorten entfernt sein konnte (Fundorte 108, 154 und 308). Es wurde also eine relativ kleine Fläche beprobt, wobei keine Rücksicht auf die Variabilität des an den unterschiedlichen Fundorten vorhandenen geologischen Untergrunds genommen wurde. Je variabler die Geologie eines Fundortes und somit auch die $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnisse des Grundgesteins sind, desto größer ist die $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Spanne des lokalen Bodens sowie des Grundwassers und der Vegetation. Da pro Fundort von jedem Material jeweils nur eine Probe entnommen wurde, ist es schwer mit dieser die gesamte vor Ort herrschende Variabilität der in diesem Probenmaterial auftretenden $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnisse zu bestimmen. Ob es sich bei den hier als nicht lokal identifizierten Individuen daher um tatsächlich nicht aus der Ortschaft stammende Individuen handelt oder aber der beprobte Ort eine deutlich höhere lokale Strontiumsignatur aufweist oder an Orten mit besonders vielen Trägern ortsuntypischer $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnisse die modernen Proben eventuell nicht mit den archäologischen Daten vereinbar sind, ist daher für jeden Fundort einzeln zu untersuchen und gerade in dem Fall der drei Fundorte, an welchen das gesamte archäologische Datenset aus dem lokalen Dreieck fällt, essenziell. Im Folgenden wird daher auf Besonderheiten auffälliger Fundorte eingegangen.

Die drei Fundorte, welche bei der Validierung des Säugetierdatensets auffällig geworden sind, da alle $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnisse der archäologischen Proben außerhalb des lokalen Dreiecks fallen, wurden daher genauer auf ihren geologischen Untergrund und ihre geographische Lage hin untersucht.

Einer dieser Fundorte, **Fundort 215**, Innsbruck Kalvarienberg, besitzt eine besondere Standorteigenschaft. Wie in Lengfelder et al. (2019) bereits beschrieben, handelt es sich bei diesem um eine kleine Siedlung auf einem Hügel innerhalb des Inntals, auf welchem eine Viehhaltung zu archäologischen Zei-

ten aufgrund der geringen verfügbaren Fläche unwahrscheinlich ist. Vielmehr wurde dieses vermutlich in der direkten Umgebung gehalten, wodurch ortsunspezifische $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnisse erklärt werden könnten. Betrachtet man die Geologie des Fundortes, so liegt der Arzler Kalvarienberg auf prähochwürmeiszeitlichen Terrassensedimenten und ist umgeben von einem holozänen Schwemmkegel (Moser 2013). Das Festgestein der Innsbrucker Region wird hingegen überwiegend aus Gesteinen der alpinen Trias gebildet (Karpellus 1989). Durch den Wechsel von sehr jungen zu 150 mya alten Gesteinsschichten, wie triassischen Wettersteinkalk, ist eine hohe Variabilität in den bioverfügbaren $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnissen der Strontiumquellen innerhalb des Strontiumeinzugsgebietes der lokalen Säugetiere zu erwarten. Wie in Abbildung 77 zu sehen ist, besitzen alle archäologischen Tiere und auch der eine Mensch Strontiumsignaturen, welche radiogener ausfallen, als die niedrigen $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnisse der Umweltproben des Kalvarienbergs. Diese verhältnismäßig erhöhten Strontiumverhältnisse können durch die älteren triassischen Schichten des **direkten Umlandes** erklärt werden. Der lediglich 3,5 km von Fundort 215 liegende benachbarte Fundort 212, Innsbruck Wilten, welcher auf der Südseite des Inns liegt, weist in der Spanne seines lokalen Dreiecks die an Fundort 215 fehlende Variabilität auf. Mit einem Grundwasserwert von 0,7076 entspricht der Minimalwert des lokalen Dreiecks hierbei dem von Fundort 215. Im Vergleich zu diesem ist die Signatur der lokalen Vegetation jedoch etwas erhöht und insbesondere der lokale Bodenwert weist mit einem $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnis von 0,7168 einen deutlich radiogeneren Wert auf. Hierdurch kommt es bei der Kalkulation der lokalen Säugetiersignatur an Fundort 212 zu einer breiteren Spanne mit einem Höchstwert von 0,7133. Diese nach Modellvariante 2 modellierte Spanne schließt alle archäologischen Säugetierdaten der Fundstätte 215 ein. Die vorliegende geologische Lage ist somit wahrscheinlich die Ursache der Diskrepanz zwischen den gesammelten modernen Umweltproben und den acht archäologischen Säugetierdaten. An diesem Fundort sollte die beprobte Fläche für die Einschätzung der $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnisse der „lokal“ verfügbaren Strontiumquellen daher dementsprechend erweitert und an die archäologische Fragestellung angepasst werden.

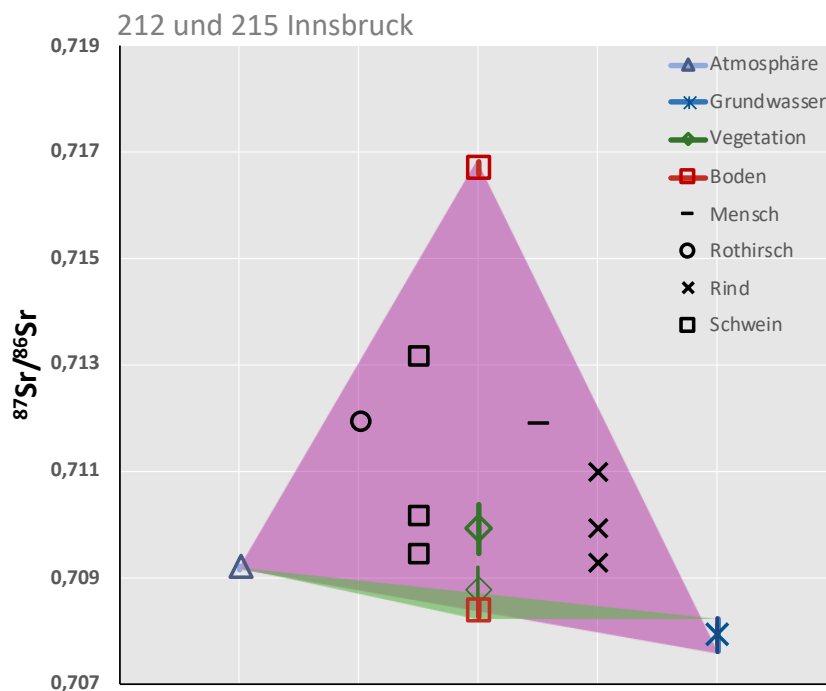


Abbildung 77 Strontiumsignaturen der Umweltproben von Fundort 212, Innsbruck Wilten, und Fundort 215, Innsbruck Kalvarienberg. Die lokalen Dreiecke der beiden Fundorte sind farbig untermalt, wobei die jeweils dazugehörigen Umweltproben in das jeweilige Dreieck fallen. Violett entspricht hierbei Fundort 212, Grün Fundort 215. Die Werte der archäologischen Säugetierproben von Fundort 215 fallen innerhalb des lokalen Dreiecks von Fundort 212, werden jedoch nicht von den Umweltproben der archäologischen Fundstätte selbst beschrieben.

Die anderen beiden Fundorte, an welchen das gesamte archäologische Datenset Werte außerhalb des lokalen Dreiecks annimmt, stellen die **Fundorte 114** (Freising) und **149** (Altenerding) dar. Diese liegen mit einem Abstand von circa 20 km sehr nahe beieinander und befinden sich im geologisch gesehen wenig variablen nordalpinen Vorlandbecken. Eine geologische Erklärung für die hier so stark voneinander abweichenden Isotopenausprägungen der archäologischen Säugetiere und der lokalen modernen Umweltproben liegt an diesen Fundorten nicht vor. Eine mögliche Erklärung für die beobachtete Diskrepanz ist der zwischen den beiden Fundorten liegende **Flughafen München „Franz Josef Strauß“**. Dieser wurde 1992 in Betrieb genommen. Sowohl Freising als auch Erding liegen deutlich im Lande- und Abflugbereich, wodurch diese von den durch die Flugzeuge erzeugten Emissionen sowie der erhöhten Bodenverwirbelung stark betroffen sind (Flughafen München GmbH 2018). Gerade der durch Schwefeloxide erzeugte saure Niederschlag kann zu einer Änderung des Boden pH-Wertes führen und somit auch Eingriff in den bioverfügbaren Strontiumpool nehmen. Aber auch die erhöhte Menge an nicht lokalen Bodenpartikeln und weiteren Staubteilchen in der Atmosphäre könnten zu einer Änderung der bioverfügbaren $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnisse der modernen Umweltproben innerhalb des bereits über 25 Jahre andauernden Flugverkehrs geführt haben. Dies unterbindet an diesen Fundorten die Vergleichbarkeit der Strontiumsignaturen moderner und archäologischer Umweltproben, da die lokalen bioverfügbaren Strontiumsignaturen somit nicht mehr als konstant angesehen werden können. An diesen beiden Fundorten scheint die Verwendung von modernen Proben für die Definition der lokalen bioverfügbaren Strontiumsignatur für anthropologisches und archäozoologisches Material somit ungeeignet zu sein.

Da es sich bei dem untersuchten Gebiet um eine **geologisch komplexe Region** handelt, ist es nicht überraschend, dass es an manchen Fundorten zu keiner punktgenauen Einschätzung der bioverfügbaren Strontiumsignaturen vor Ort unter Heranziehen von einzelnen Umweltproben gekommen ist. Gerade an Orten, an welchen mehrere geologische Einheiten oder aber heterogene Gesteine (bspw. Granite und Sandsteine) vorzufinden sind, ist die Modellierung lokaler $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnisse als zunehmend erschwert anzusehen (Montgomery et al. 2007; Stewart et al. 1998). Auch exogene Oberflächenabtragungen, wie Gletschermoränen, bringen eine zusätzliche Variabilität in die lokal beobachtbaren $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnisse ein (Willmes et al. 2014). Daher ist eine Anzahl an insgesamt 21 % aller Fundorte mit einer schlechten Übereinstimmung der Umweltproben mit den Säugetierdaten relativ gering. Wie die beiden Fundorte 114 und 149 zeigen, erschwert jedoch nicht nur eine geologische Diversität die retrospektive Bestimmung der lokalen Strontiumsignatur, weshalb auch weitere fundortspezifische Faktoren bei der Beprobung der Umweltproben stets berücksichtigt werden sollten.

Abgesehen von diesen beiden Fundorten und Fundort 215, welche bereits besprochen wurden, gibt es sechs weitere auffällige Fundorte, an denen trotz der Modellanpassungen mit Modellvariante 2 lediglich eine maximale Übereinstimmung des Validierungsdatensatzes mit dem lokalen Dreieck von 20 % erreicht wurde (Fundorte 240, 243, 255, 256, 302 und 304). An all diesen Fundorten besitzt das archäologische Datenset Strontiumspannen, welche weiter als 0,002 gefasst sind. Die Variabilität in den Säugetierdaten ist hier somit sehr hoch, weshalb eine gewisse Anzahl an ortsfremden Individuen selbst bei diesen oftmals kleinen Datensets erwartet wird. Lediglich Fundort 240, Birgitz, setzt sich aus einem reinen Tierdatenset zusammen. Zu Fundort 302, Brixen, sind sowohl $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnisse von Tier und Mensch vorhanden. Die archäologischen Daten der restlichen vier Fundorte stammen hingegen alle von Menschen. Diese Fundorte sind bekannte **Rast- und Handelsstätten**, welche entlang der **Inn-Eisack-Etsch Passage** gelegen sind. Um die hohen erwarteten Migrationsraten an diesen Ortschaften nachzuweisen, handelt es sich bei den beprobten Individuen hierbei oftmals um explizit aufgrund ihrer auffälligen Gräber ausgewählte Funde. Die beobachtete hohe Anzahl an ortsfremden Individuen ist in diesen Fällen dementsprechend schlüssig.

Ein erschwerender Faktor bei der Bestimmung der lokalen Säugetiersignatur stellt an diesen Fundorten dennoch die hohe Variabilität des lokalen Grundgesteins dar. Die sechs Fundorte befinden sich alle weiter innerhalb der Alpen und weisen **komplexe geologische Verhältnisse** auf, welche eine großräumigere Beprobung der Fundorte notwendig macht. Mit der hier angewendeten Probennahme wurde somit nur ein Teil der lokal verfügbaren $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnisse ermittelt.

Betrachtete man die geologische Lage der sechs Fundorte, so fällt auf, dass die drei ostalpinen Fundorte **243 Kitzbühel**, **255 Bischofshofen** und **256 Saalfelden** alle auf einem Moränenplateau des Inntalgletschers am südlichen Rand der triassischen nördlichen Kalkalpen liegen. Hierbei treten zudem sowohl devonische-ordovizische Grauwacken als auch Gneise auf. Hinzu kommen quartäre Auenablagerungen, welche die hohe Diversität vor Ort nochmals erhöhen (Exner 1998; Heinisch et al. 2003; Plöschinger 1982; von Gärtner und Walther 1972). Aufgrund der reinen Menschendatensets spricht eine schlechte Übereinstimmung der modellierten lokalen Säugetierspanne an diesen drei Fundorten nicht gegen eine akkurate Vorhersage der lokalen Strontiumsignatur. Vielmehr wurde hier eine hohe Anzahl an ortsfremden Individuen erhofft. Eine erweiterte Beprobung der lokalen Umweltproben könnte an diesen Fundorten möglicherweise dennoch eine zu hohe Ausreißerquote aufgrund der Variabilität des geologischen Grundgesteins reduzieren.

Bei Fundort **240, Birgitz**, handelt es sich um eine Höhensiedlung der Fritzens-Sanzeno-Kultur in der Hohen Birga, welche sich auf einem Moränenrücken befindet. Die auf der pleistozänen Moräne im Ötztal liegende Siedlung ist umgeben von paläozoischem kristallinem Grundgebirge mit Gneisvorkommen. Auch junge holozäne Schuttkegel sind vorzufinden (Hammer 1929; von Gärtner und Walther 1972). An diesem Fundort sind daher sowohl heterogene sehr alte Gesteine als auch quartäre junge Gebilde vorzufinden, was die lokale Strontiumspanne erheblich erhöht. Vergleichbar mit der Fundstätte des Fundortes 215, Innsbruck Kalvarienberg, ist hier die Haltung des Viehs abseits der Höhensiedlung in Betracht zu ziehen. Dies könnte für die hohe Anzahl an ortsuntypischen Strontiumsignaturen in dem rein archäozoologischen Datenset verantwortlich sein. Eine angepasste Beprobung der Umweltproben könnte hier für Klarheit sorgen.

Bei den letzten beiden Fundorten 302 Brixen und 304 Latsch handelt es sich um Fundorte, die innerhalb der südalpinen Zone liegen. Dabei treten paläozäne und präkambrische Metamorphe auf, welche in sich sehr heterogen sind.

An Fundort **304, Latsch**, treten die höchsten beobachteten Säugetierwerte auf. Bei dessen archäologischem Datenset handelt es sich um ein reines Menschendatenset. Trotz der Reduktion des Säugetierdatensets auf eine untersuchte Spezies, weist dieses eine der höchsten beobachteten lokalen Spannen auf (0,007). Die in dieser Arbeit maximal erwartete lokale Säugetierspanne von 0,002 berücksichtigt bereits komplexe geologische Untergründe. Eine reine Erklärung der an Fundort 304 beobachteten Spanne von 0,007 durch eine hohe geologische Variabilität ist durch die Integration verschiedener Strontiumquellen und die dadurch gemittelte Strontiumsignatur innerhalb eines Säugetierkörpers höchst unwahrscheinlich. Vielmehr ist die an diesem Fundort beobachtete hohe Anzahl an Validierungsdaten außerhalb der kalkulierten lokalen Strontiumsignatur zusätzlich zu den vorliegenden geologischen Bedingungen auch durch seine topografische Lage innerhalb des Etsch-Tals zu erklären, wobei sich Latsch inmitten der wichtigsten Handelsrouten der Fritzens-Sanzeno-Kultur befindet (Grupe et al. 2017). Es handelt sich hierbei daher mit hoher Wahrscheinlichkeit um tatsächlich zugewanderte Individuen.

Fundort **302, Brixen**, liegt auf einem variszisch deformierten Grundgebirgskomplex bestehend aus Brixener Quarzphyllit (Meschede 2015). Auch pleistozäne fluviatile-glaziale Ablagerungen und Löss sind anzutreffen (von Gärtner und Walther 1972). Im Gegensatz zu den anderen auffälligen Fundorten setzen sich die Säugetierdaten dieses Fundortes aus sowohl Menschen- als auch Tierdaten zusammen. An diesem Fundort ist die Verteilung der Säugetierdaten sehr auffällig, wobei nur ein Individuum (Rind) in die vorhergesagte Spanne fällt, alle übrigen liegen hingegen am oberen Rand der Umweltprobenspanne oder sogar drüber liegen. Eine genauere Untersuchung der Verteilung der Säugetierdaten ist demnach an diesem Ort, aber auch an Fundort 304 und weiteren, trotz der geringen Stichprobengrößen möglicherweise erforderlich und kann bei der Auswertung ortsfremder oder gegebenenfalls doch lokaler Individuen behilflich sein.

Gerade an Fundorten, deren Säugetierdaten, die innerhalb des lokalen Dreiecks liegen, eine größere Spanne als 0,002 aufweisen, sollten die Daten nochmals auf ihre **Verteilung** hin untersucht werden. Durch diese zusätzliche Analyse können Besonderheiten in der Haltung verschiedener Spezies, die Trennung des Fundortes in Regionen mit unterschiedlichen geologischen Untergründen, oder einzelne Individuen mit ortsähnlichen aber dennoch nicht lokalen Strontiumsignaturen, welche durchaus auch Mischisotopien sein können, identifiziert werden. Betrachtet man die Verteilung der archäologischen Säugetierdaten der elf Fundorte, an welchen das Validierungsdatenset eine Spanne über 0,002 besitzt (Fundorte 116, 203, 206, 230, 234, 236, 240, 256, 302, 304 und 308), so lassen sich die Datenpunkte durchaus in Gruppen einteilen oder es lassen sich einzelne Datenpunkte von dem Rest der Werte abtrennen (siehe Abbildung 78). Zieht man statt des lokalen Dreiecks nun die jeweiligen Gruppen als lokale Säugetiervertreter heran, welche $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Werte innerhalb der lokal gesammelten und gemessenen Umweltproben Boden, Grundwasser und Vegetation einnehmen (der Regenwasserwert ist schließlich nicht ortsspezifisch) und dabei die Gruppe, welche am nächsten an der Vegetationsspanne liegt (Vegetation ist neben Boden die Hauptquelle von Strontium eines Säugetieres), so erhält man die in Abbildung 78 grün unterlegte Datengruppen. Zieht man diese neue Einteilung der Daten heran, so würden zu den acht Datenpunkten, die außerhalb des lokalen Dreiecks liegen, 27 weitere Säugetierdaten als nicht lokal eingestuft werden. Verwendet man nur die grün hinterlegten Datenpunkte im Validierungsdatenset, so verbessert sich die Modellgenauigkeit an den untersuchten elf Fundorten wesentlich (siehe Tabelle 49). Dadurch würde die lokale Spanne nach Modell 2 insgesamt an sechs Fundorten in eine bessere Validierungskategorie fallen. Dies würde dazu führen, dass es an 83,7 % der untersuchten Fundorte zu einer 100%igen Deckungsgleichheit mit den Validierungsdaten kommt. Lediglich an den beiden bereits besprochenen Fundorten 240 und 304 führt die Anpassung des Validierungsdatensets zu keiner Verbesserung in der Übereinstimmung mit der kalkulierten lokalen Säugetierspanne. Dies ist auf die Unabhängigkeit der untersuchten Individuen dieser Fundorte zu den beprobten Fundstätten zurückzuführen.

Eine Einteilung der archäologischen Vergleichsdaten im Falle so kleiner Stichproben anhand der beobachtbaren Verteilung der Daten ist normalerweise nicht zu empfehlen. An diesen Fundorten weisen die besonders hohen Strontiumspannen jedoch eindeutig auf die Anwesenheit nicht ortstypischer $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnisse innerhalb des lokalen Dreiecks hin. Eine erweiterte Identifikation möglicher ortsfremder Individuen ist an diesen Fundorten demnach für eine bessere Einschätzung der Genauigkeit der erstellten Mischungsmodelle durchaus sinnvoll. Wie die verbesserten Validierungskategorien an diesen Fundorten zeigen, werden die somit aus dem Validierungsdatenset des Mischungsmodells aussortierten Individuen von dem Modell bereits als eingewanderte/ortsfremde Individuen identifiziert. Der zusätzliche Nachweis durch die auffälligen Verteilungen innerhalb der Säugetierdatensets unterstreicht die Wahrscheinlichkeit, dass es sich bei den identifizierten Individuen um ortsfremde Individuen handelt

und zeigt somit die Stärke des erstellten Strontiummodells auf, eine gute Vorhersage für die lokalen Isotopenausprägungen archäologischer Säugetiere zu berechnen.

Tabelle 49 Einstufung der elf Fundorte, deren Validierungsdatensatz nach Heranziehen des lokalen Dreiecks eine Spanne größer als 0,002 einnimmt, in die Validierungskategorien unter Verwendung der Datenverteilung vs. des lokalen Dreiecks.

FKNr	116	203	206	230	234	236	240	256	302	304	308
Modell 1	2-3	6-6	1-4	6-6	1-2	6-5	6-6	6-6	6-6	5-5	1-3
Modell 2	1-2	1-4	1-4	1-1	1-1	1-1	6-6	1-5	1-5	5-5	1-3
Modell 3	2-2	6-6	1-4	6-6	1-2	5-4	6-5	6-2	6-6	5-5	1-3

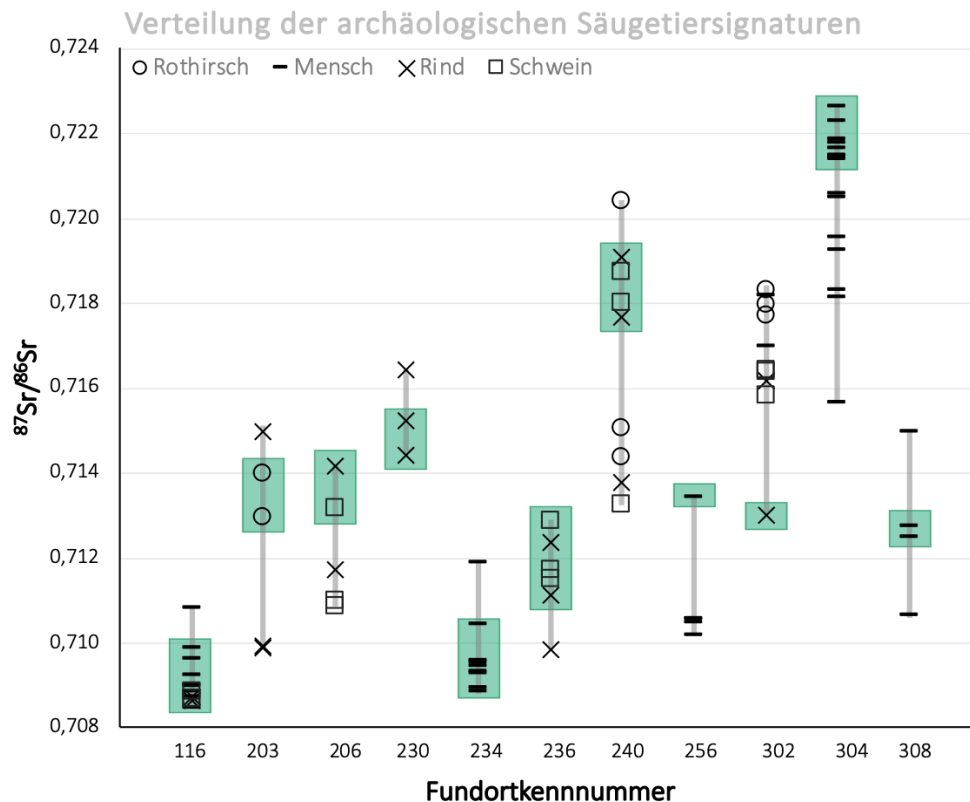


Abbildung 78 Verteilung der archäologischen Datenpunkte der elf Fundorte, an welchen die Säugetierdaten, die innerhalb des lokalen Dreiecks fallen, eine Wertespanne von 0,002 überschreiten. Die grün hinterlegten Datenpunkte könnten anhand der Verteilung von den anderen abgetrennt werden und entsprechen den Werten, welche zwischen den Umweltproben (ohne Regenwasser) liegen und am ehesten zu den berechneten Spannen passen.

B Blei

Soweit die Arbeiten mit Bleiisotopen in der Herkunftsanalyse reichen, wurden gewonnene Isotopenverhältnisse stets mit Erzminen der potenziellen Herkunftsorte in Verbindung gebracht. Da vom Menschen gefördertes Blei seit der Prähistorie aus Erzminen stammt und Blei von Natur aus ein in der Biosphäre eher seltenes Element und an Böden gebunden größtenteils immobil ist, ist dies durchaus die naheliegende Vorgehensweise. Der Abbau und die Verhüttung von Bleierzen stellen eine signifikante Quelle für das Einbringen von Blei in die Umwelt dar. Ein Großteil der Analysen an modernen Proben und Ökosystemen beziehen sich außerdem auf das Ausmaß an anthropogenen Umweltverschmutzungen, wobei durch das Verbrennen von Müll, Treibstoffen und Kohle stetig Blei an die Umwelt abgegeben wird. Da es sich bei Blei um ein durchaus giftiges und gesundheitsschädliches Metall handelt, welches durch menschliches Handeln seit Jahrtausenden oftmals ohne notwendiges Wissen und Sicherheitsmaßnahmen in unsere Umwelt freigesetzt wurde, ist es von höchster Wichtigkeit herauszufinden, über welche Wege Blei für Mensch, Tier und Pflanze zugänglich gemacht und aufgenommen wird und inwiefern sich diese Exposition reduzieren lässt. Dabei werden Orte mit hohem Bleivorkommen aus Notwendigkeit genauer untersucht als Orte, welche lediglich geringe Mengen an Blei besitzen. Wie sieht es jedoch mit Blei in der größtenteils noch unkontaminierten Prähistorie aus? Über welche Wege gelangt Blei aus Bodenmineralen in Lebewesen? Wie verteilt es sich entlang von Nahrungsketten und lässt sich die Isotopie einer Pflanze oder gar eines Säugetieres auf den geologischen Untergrund ihres Herkunftsgebietes zurückführen? Aufgrund der heutigen hohen anthropogenen Bleimengen in sowohl Luft als auch Oberböden und Pflanzen lassen sich die modernen sichtbaren Aufnahmemengen von Blei über dessen unterschiedliche Quellen nicht ohne Ausschluss veränderter Bleieinträge auf die Prähistorie übernehmen, insbesondere da Blei selbst, abhängig von dessen Konzentration, die Absorptionsraten an biologischen Membranen beeinflusst. Rezente oberirdische Umweltproben spiegeln viel mehr die Isotopien anthropogener Quellen wider, weshalb diese auch als Archive menschlichen Umgangs mit Blei angesehen werden können. So stammt Blei in der Umwelt oftmals aus der Verbrennung fossiler Kraftstoffe, der Metallurgie, der industriellen Verwendung von Blei in Form von Keramikglasuren, bleilegierten Lötverbindungen und auch aus landwirtschaftlichen Zusatzstoffen, wie es beispielsweise Mineralfutter, Dünger sowie Pestizide und Herbizide darstellen (Ayuso und Foley 2018). Da Blei in Böden allgemein als immobil angesehen werden kann, hält sich das durch menschliches Handeln eingebrachte Blei in belasteten Bodenspeichern und ist somit über mehrere Jahrzehnte, wenn nicht sogar länger, in der Umwelt präsent (Chenery et al. 2012).

In dieser Arbeit wurden die grundlegenden Aufnahmewege von Blei in tierisches und pflanzliches Gewebe studiert und eine Übereinstimmung der Bleisignaturen rezenter Pflanzen und archäologischer Säugetierknochen mit den so gewonnenen Annahmen überprüft. Hierfür wurden Isotopensignaturen rezenter Boden-, Grundwasser- und Pflanzenproben gemessen sowie deren Bleikonzentrationen analysiert. Wie sich herausgestellt hat, trägt die Signatur von Blei aus natürlichem Trinkwasser nicht signifikant zu dem Isotopenverhältnis von Säugetieren und Pflanzen bei, da dieses zu geringe Bleimengen enthält. Die wesentlichen Bleiquellen stellen in Säugetieren Nahrung und Boden dar, wobei Aerosole auch einen Anteil des körperlernen Bleis beisteuern können. Blei in der Nahrung und somit in der lokalen Vegetation setzt sich hingegen aus Blei der beiden Quellen Aerosole und Boden zusammen. Gerade in modernen Zeiten ist die Konzentration bleihaltiger Aerosole in der Luft sehr hoch, weshalb Literaturwerte für lokale Luftverschmutzungen herausgesucht wurden. Eine Komplikation in der Modellierbarkeit einer lokal zu erwarteten bioverfügbaren Bleisignatur stellt die starke Variabilität der Beitragshöhe der unterschiedlichen Quellen dar. Auch die Ungewissheit über das Ausmaß anthropogenen Bleis in den rezenten Umweltproben erschwert die Bestimmung der lokalen archäologischen Säugetiersignatur, da unbe-

kannt ist, inwiefern die Konzentration rezenter Umweltproben mit der Bleikonzentration in prähistorischen Umweltmaterialien übereinstimmt. Daher wurde im Gegensatz zum Strontiummodell keine konzentrationsgewichtete Kalkulation eines säugetierspezifischen Mischungsbereiches anhand der Signaturen der Umweltmaterialien erstellt, sondern vielmehr untersucht, ob die Signaturen der archäologischen Säugetiere in den Bereich zwischen den untersuchten Bleiquellen fallen. Im Falle der Vegetationsproben wurde zusätzlich untersucht, ob ein Trend in Richtung der in europäischen Alpenraum vorkommenden Aerosole zu beobachten ist. Insgesamt wurden Bleiisotopenanalysen und Konzentrationsmessungen von Boden-, Grundwasser- und Vegetationsproben aus 47 Fundorten durchgeführt. Diese konnten an 25 Fundorten mit archäologischen Säugetierdaten verglichen werden. Die Ergebnisse der Bleianalyse weisen darauf hin, dass es in Bezug auf das Verhalten von Blei in der Umwelt wohl noch nicht so viel Grundwissen gibt, wie bisher angenommen. Sowohl die rezenten Pflanzenproben als auch ein Großteil der archäologischen Säugetierdaten weisen Bleiisotopien auf, welche mit den hier untersuchten Quellen nicht vereinbar sind. Zudem fehlen Kenntnisse über die lokale Variabilität in Umweltproben. Da diese von dem Abwechslungsreichtum der lokalen Bleiquellen und deren eigener Spannbreite innerhalb der Bleiisotopensignatur abhängig ist, sind diese jedoch nicht pauschal über alle Fundorte gleich eingruppierbar und weichen mit großer Sicherheit auch von der Variabilität in prähistorischen Zeiten ab. Hinzu kommt, dass abhängig von der untersuchten Pflanzenspezies und der Tiefe der analysierten Bodenschichten diese Spannbreite variieren kann. Um nicht nur einen Datenpunkt als lokale Umweltprobenspanne zu definieren, wurden die gemessenen Isotopenverhältnisse um den vierfachen Standardfehler der Messung erweitert. Vergleicht man die Umweltproben mit dem archäologischen Datensatz, so fällt auf, dass insbesondere das $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ -Verhältnis der Säugetierdaten im Vergleich zu der Spanne zwischen den Werten von Boden und Vegetation stark variiert. Dies weist entweder auf weitere Bleiquellen, eine größere lokale Variabilität innerhalb der Umweltproben oder aber auf eine Unabhängigkeit der archäologischen Säugetierdaten von den rezenten Umweltproben hin. Ziel dieser Arbeit war es herauszufinden, inwiefern moderne Umweltproben Aufschluss für die Bleiisotopensignatur archäologischer Säugetiere geben können. Die Ergebnisse dieser Studie weisen auf, dass Materialien verschiedener Zeiten nicht miteinander verglichen werden sollten und hierfür die Herkunft von Blei in pflanzlichen und tierischen Geweben vorerst genauer untersucht werden sollte.

B 1 Kontamination durch atmosphärischen Input

Einer der Gründe, weshalb Bleiisotopenverhältnisse lange Zeit nicht an biologischen Materialien verwendet wurden, ist das anspruchsvolle Messverfahren und das aufgrund der geringen Konzentrationen erhöhte Risiko einer **Verunreinigung der Proben durch Fremdpartikel** und somit einer Verfälschung der originalen Bleisignatur (Albarède et al. 2012; Montgomery 2002). Die Probleme, welche bei der Messung der Grundwasserproben aufgetreten sind, zeigen deutlich, dass bei der Bearbeitung und der Handhabung von Bleiprobe besonders sorgfältig und rein gearbeitet werden muss. Zwar wurde bei der Probennahme darauf geachtet besonders tief liegendes und in einem geschlossenen System vorliegendes Wasser zu beproben, um den atmosphärischen Einfluss in den Proben so gering wie möglich zu halten, doch zeigen die im Folgenden diskutierten Ergebnisse dieser Arbeit deutlich, dass auch nach der Probennahme mit größter Sorgfalt und möglichst geringer Kontaktzeit mit der Atmosphäre vorgegangen werden muss. Insbesondere im Falle der Wasserproben, welche eine sehr geringe Bleikonzentration besitzen, können bereits kleinste Fremdbleieinträge eine signifikante Änderung der Isotopensignatur verursachen.

Wie in der Einleitung beschrieben, ist Blei in Wasser sehr schlecht löslich und wird als ein sehr immobiles Element eingestuft (Adriano 2001; Arle et al. 2013; Bowen 1982). In vor atmosphärischem Eintrag ge-

schützten Grundwässern gelangt Blei daher nur in sehr geringen Mengen aus passierten Bodenpartikeln und Mineralien der Aquifere in das Wasser. Demzufolge sind die in dieser Studie beobachteten sehr niedrigen Bleigehalte nicht verwunderlich. Mit Bleikonzentrationen unter 0,5 ppb liegen die **Grundwasserproben** in denen nach Arle et al. (2013) erwarteten Bereich von weniger als 1 ppb für Grundwässer des Voralpenlands und innerhalb paläozoischer und jurasischer Kalksteine sowie Magmatite und Metamorphite. Höhere Bleikonzentrationen in Trinkwasser stammen hauptsächlich aus der Interaktion mit der Atmosphäre oder aber aus Kontakt mit bleihaltigen Gegenständen, wie es beispielsweise Wasserrohre darstellen (Adriano 2001). Solch externe Bleiquellen, welche auch einen signifikanten Einfluss auf die Bleiisotopie nehmen könnten, können in den genommenen Proben dementsprechend ausgeschlossen werden. Die geringen Konzentrationen zeigen deutlich, dass Wasser als potenzielle Bleiquelle für Säugetiere zumindest in der untersuchten Region ausgeschlossen werden kann. Diese Beobachtung stimmt mit den Erwartungen, welche anhand der kalkulierten minimalen und maximalen Anteile der verschiedenen untersuchten Bleiquellen in Menschen und Rindern erstellt wurden, überein. Da zudem eine zu hohe Gefahr der Messung einer Mischisotopie durch Kontamination der Wasserproben während des Eindampfungsverfahrens bestand, wurden die gemessenen Isotopenverhältnisse der Grundwasserproben von der weiteren Analyse ausgeschlossen.

Mit Bleikonzentrationen von mindestens 3,3 ppm in den **Bodenproben** und selbst den deutlich geringeren Konzentrationen in **Nassholz** von mindestens 6,78 ppb, ist eine auf die Isotopensignatur eingreifende Kontamination dieser beiden Umweltproben durch die Raumluft auszuschließen. Die bearbeiteten Proben beinhalten einerseits selbst mehr als 1 µg Blei, wodurch ein Eintrag von 35 ng Blei aus der Luft, welcher in der Wassereindampfungsreihe beobachtet wurde, maximal 3,5 % zum Gesamtblei beitragen würde. Andererseits wurden die Proben über eine deutlich geringere Zeitpanne der Raumluft exponiert, sodass mit einem geringeren Bleieintrag aus der Luft gerechnet werden kann. Zusätzlich wurde bei der Handhabung der Proben für die Bleimessung besonders Rücksicht auf den Verzicht von bleihaltigen Gebrauchsgegenständen, wie es beispielsweise Metallspateln und Pinzetten darstellen, geachtet und stattdessen teflonbeschichtete Laborutensilien verwendet.

Das über die **Eindampfungsreihe** ermittelte $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ -Verhältnis der Laborluft von $1,1605 \pm 0,0025$ liegt an der oberen Grenze der als eindeutig anthropogen identifizierbaren $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ -Verhältnisse (siehe z. B. Bindler 2011; Reimann et al. 2012 und Widory et al. 2010). Wie in Abbildung 79 zu sehen ist, liegen die Isotopenverhältnisse der Laborluft um die ESLP-Linie verteilt und weisen Werte zwischen europäischem Benzin, Müllverbrennungsasche und Kohleasche auf. Le Roux et al. (2005) maßen in ^{210}Pb - und ^{14}C -datierten Torftiefenprofilen des Schwarzwalds, Süddeutschland, in den aktuellsten Profilen $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ -Verhältnisse von 1,14. Diese Werte sind durch den Einfluss von bleihaltigem Benzin zu erklären, welcher zu einer Änderung der ursprünglichen $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ -Signatur zwischen 1,18 und 1,19 führte. Zusätzlich analysierte Schneeproben der Studie zeigen mit der Signatur der Laboratmosphäre vergleichbare $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ -Verhältnisse auf, welche zwischen 1,14 und 1,16 fluktuieren. Die Bleisignatur der Raumluft des Analyselabors ist dementsprechend mit den Erwartungen übereinstimmend und weist auf keine weiteren ortsbezogenen atmosphärischen Bleiquellen hin.

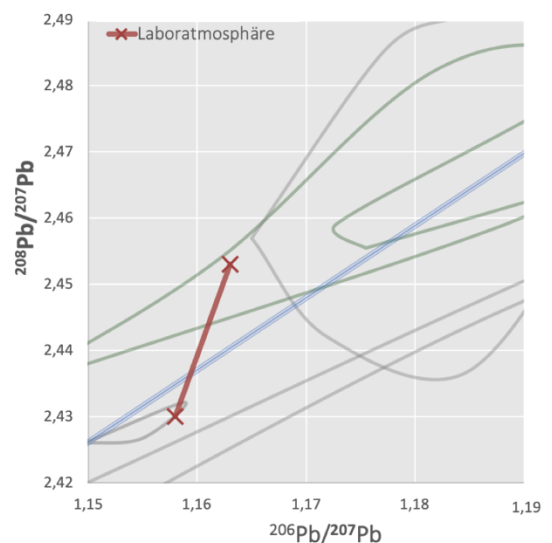


Abbildung 79 Bleiisotopensignaturen der Laboratmosphäre. Mit: grau = ortsfremde Aerosole, grün = alpine Minen, blau = ESLP).

B 2 Bleisignaturen der Pflanzenproben und deren Abhängigkeit von Bodenblei

Die gemessenen Konzentrationen der Holzproben sind mit Nasswerten von 6,78 bis 277,80 ppb im Vergleich zu Literaturwerten sehr niedrig. Sowohl Lambertz und Welling (2010) als auch Adriano (2001) berichten von Werten über 1 ppm in pflanzlichen Geweben, wie Holz und Blättern. Andere Autoren geben Konzentrationen von um die 130 bis 375 ppb an (Bindler 2011; Hovmand et al. 2009). Ein wichtiges Kriterium, welches bei der Messung von Blei in Holzgeweben getroffen werden muss, ist das Entfernen der Baumrinde. Diese ist dafür bekannt, Spurenelemente aus atmosphärischer Deposition aufzugreifen. Sie besitzt die zehn- bis hundertfache Menge an Blei im Vergleich zu Holz und wird daher oftmals als „passiver Biomonitor“ in Luftverschmutzungsstudien eingesetzt (Literatur siehe Bellis et al. 2002). Die Rinde wurde in dieser Studie vor der Veraschung der Astproben entfernt. Dies könnte einer der Gründe sein, weshalb die Konzentrationen der Holzasche so gering ausfallen. Da der Gehalt von Blei in der Atmosphäre über die Jahre stark gesunken ist, ist es zudem möglich, dass dieser geringere Bleigehalt in der Luft für die niedrigeren Konzentrationen in den untersuchten Pflanzen verantwortlich ist. Interspezifische Unterschiede in der Aufnahme von Blei und dessen Einlagerung in unterschiedliche Gewebe können zudem einen weiteren Grund darstellen (Sharma und Dubey 2005).

Die Verteilung der Bleikonzentration in Holzproben unterscheidet sich signifikant von der einer Normalverteilung. Im Gegensatz zu dem Verhalten von Strontium innerhalb pflanzlichen Gewebes, scheinen Pflanzen keine aktive **Kontrolle der gewebeinternen Bleikonzentration** zu besitzen. Zwar existieren Mechanismen im Wurzelgewebe, anhand derer nur ein geringer Teil des phytoverfügbaren Bleipools des Bodens aufgenommen werden, doch wird bei einer hohen Bleikonzentration im Boden allgemein ein größerer Anteil des Bodenbleis in die Pflanze aufgenommen, als es bei geringen Bodenkonzentrationen der Fall ist (Seregin et al. 2004). Da Blei auch in Pflanzen toxische Eigenschaften aufweist, führt eine hohe Bleimenge im umliegenden Boden zu einer vermehrten Aufnahme von Blei in die Pflanze. Demnach sollte allgemein ein Trend sichtbar sein, in welchem Pflanzen, welche auf stark bleihaltigen Böden wachsen, auch eine erhöhte Bleikonzentration aufweisen. Die in dieser Studie untersuchten Fundorte weisen diesen Trend jedoch nicht auf. Fundorte, an welchen eine erhöhte Konzentration von Blei in Pflanzen beobachtet werden konnte, stimmen nicht mit den Fundorten überein, in welchen besonders hohe Bodenbleikonzentrationen gemessen wurden.

Weder die gemessenen Isotopenverhältnisse noch die Konzentrationen der Umweltmaterialien Boden und Vegetation weisen signifikante Korrelationen miteinander auf. Dies lässt vermuten, dass die extrahierte Bleifraktion der Bodenproben keinen signifikanten **Einfluss auf die Isotopie und die Konzentration innerhalb des untersuchten Pflanzengewebes** (Holz) nimmt und Bodenblei somit als eine der Hauptbleiquellen von Pflanzen ausgeschlossen werden kann. Tatsächlich konnte bereits in den 90er Jahren in einer Studie mit ^{210}Pb -gelabeltem Blei nachgewiesen werden, dass mindestens 73 % des in oberirdischen pflanzlichen Geweben vorhandenen Bleipools aus Ablagerungen atmosphärischer Partikel auf der Blattoberfläche stammen (Dalenberg und van Driel 1990). Eine vergleichbare Studie bemaß die Menge an atmosphärischem Blei in Tannennadeln und Ästen von Fichten mit mehr als 98 % (Hovmand et al. 2009). Dementsprechend scheint Blei aus dem Nährboden einer Pflanze nur in sehr geringen Mengen in diese aufgenommen, weitergeleitet und in deren oberirdisches Gewebe eingebaut zu werden. Isotopenanalysen schätzen einen Bodenbleibeitrag von 10 bis 30 % (Bindler et al. 2004; Klaminder et al. 2005). Wie hoch der Anteil an atmosphärischem Blei innerhalb einer Pflanze ist, hängt von verschiedenen Faktoren ab. Diese unterscheiden sich oftmals zwischen Pflanzenspezies und führen somit zu Unterschieden in deren Isotopensignaturen (siehe z. B. Deljanin et al. 2014). So spielen beispielsweise die Physiologie der

Wurzeln und der Blattoberflächen eine Rolle. Insbesondere in Abhängigkeit von der Blattmorphologie haften sich mehr oder weniger Aerosole an die Blattoberflächen. Da Haselnussblätter sowohl großflächig sind als auch eine dichte Behaarung besitzen, kann durch das vermehrte Abfangen von Partikeln aus der Luft die Aufnahme von Blei aus der Atmosphäre im Vergleich zu kleinblättrigeren Bäumen als vergleichsweise hoch angenommen werden. Dementsprechend ist es nicht verwunderlich, dass die Isotopie und die Konzentration des in oberirdisches Holz eingespeicherten Bleis keinen Zusammenhang mit dem Bodenblei aufweisen.

Zusätzlich zu der hohen Aufnahme von Blei aus Aerosolen über die oberirdischen Organe der Pflanzen, könnte atmosphärisches Blei prinzipiell auch aus Aerosolen nach Ablagerung auf der Erdoberfläche auch über die Wurzeln der Pflanzen aufgenommen werden. Anthropogen eingetragen Blei reichert sich in Böden vermehrt in den organikreichen oberen Horizonten an, insbesondere innerhalb der oberen 0 bis 20 cm (de Abreu et al. 1998; Bacon et al. 2006; Cecchi et al. 2008; Erel et al. 1997; Ettler et al. 2005; Haack et al. 2003; Probst et al. 2003). Besonders zwischen den einzelnen **Bodenschichten** besitzt Blei eine sehr geringe Mobilität. Dies kann unter anderem darauf zurückgeführt werden, dass es feste Bindungen mit Mineraloberflächen eingeht und Sickerwasser meist nicht in der Lage ist Blei zu lösen oder dieses in größeren Mengen aufzunehmen. Eine Abwärtswanderung atmosphärischen Bleis in tiefer liegende Bodenschichten tritt somit nur sehr langsam und in äußerst geringen Mengen auf (Erel et al. 1990; Sheppard und Thibault 1992; Williams et al. 1984). In dieser Arbeit wurden die Bodenproben so gewählt, dass sie unter der von atmosphärischen Aerosolen stark beeinflussten Auflagehumusschicht liegen. Daher kann davon ausgegangen werden, dass in diesen der Anteil an ortsfremdem, atmosphärisch eingetragenem Blei vernachlässigbar ist. Das in den Bodenproben enthaltene Blei stammt demnach hauptsächlich aus den Bodenmineralen statt aus atmosphärischer Deposition, wie es auch in der Studie von Cuvier et al. (2016) der Fall ist. Die Hasel, welche als Repräsentant der lokalen Vegetation herangezogen wurde, besitzt ihr dichtestes Wurzelwerk in über 30 cm Tiefe und zieht somit kaum Mineralstoffe aus der obersten Bodenschicht. Somit kann davon ausgegangen werden, dass der Großteil des pflanzeninternen Bleis auch nicht aus atmosphärischer Deposition auf die Bodenoberfläche stammt, sondern aus der Aufnahme von Blei über oberirdische Pflanzenorgane.

Selbst mit einem geringen Anteil an Bodenblei in der untersuchten Vegetation wurde erwartet, dass die Isotopensignaturen der Pflanzen zwischen die des lokalen Bodens und der vor Ort erwarteten typischen Signatur der Aerosole fällt. Dass selbst die Isotopie weniger tiefwurzelnender Pflanzen auf einer Mischungslinie zwischen den beiden Quellen, Boden und atmosphärischen Partikeln liegt, konnte an den beiden Spezies *Aster subulatus* und *Zea mays* nachgewiesen werden (Bi et al. 2009; Hu et al. 2011). Dabei liegen die Signaturen bodenstämmiger Pflanzenorgane üblicherweise näher an der Isotopie des Bodens und die Isotopenverhältnisse oberirdischer Organe entsprechend im Bereich der Atmosphäre. Innerhalb des Stammes kommt es durch die Vermischung des aus den beiden Quellen stammenden Bleis zu einer Mischisotopie. Da das Blei im Holz der Haselnuss größtenteils aus atmosphärischer Deposition zu stammen scheint, wurde erwartet, dass die **Pflanzenwerte** Isotopenverhältnisse besitzen, welche um die ESLP-Linie plotten und gegebenenfalls eine Ablenkung in Richtung der gemessenen Bodenproben besitzen. Bei einem solchen Ergebnis wäre die Anwendbarkeit moderner Vegetationsproben für archäologische Fragestellungen strikt abzulehnen. Da das Blei im Körper eines Säugetieres größtenteils aus der Nahrung und somit der Vegetation stammt, müsste in einem solchen Fall auf archäologisches Pflanzenmaterial zurückgegriffen werden.

Für den Vergleich der Pflanzenisotopien mit denen lokaler Bodenproben und moderner Aerosole wurde angenommen, dass moderne Isotopenverhältnisse in der Atmosphäre in der bearbeiteten Region Werte annehmen, welche um die ESLP-Gerade fallen. Dies ist im Falle der Laborluft gegeben. In inneralpinen Regionen wurden zudem die Signaturen der lokalen Erzminen hinzugezogen. Die in den Pflanzenproben gemessenen Isotopenverhältnisse zeigen auf, wie wenig Wissen über natürliches Blei und das **Verhalten von Blei in der Umwelt**, abgesehen von eindeutigen risikoreichen Umweltverschmutzungen, tatsächlich existiert. In etwa einem Drittel der Vegetationsproben sind Bleiisotopenverhältnisse vertreten, welche nicht durch eine Mischung der erwarteten atmosphärischen Bleiwerte und der gemessenen Bodenproben erklärt werden können. Dies deutet auf eine weitere, bisher nicht bekannte, Bleiquelle hin, welche nichts mit der in Europa typischen Bleiverschmutzung (ESLP), den alpinen Erzminen oder den lokalen Böden zu tun hat und auch nicht durch eine Mischung dieser Bleiquellen erklärt werden kann. Weitere anthropogene Bleiquellen, wie es Dünger, Pestizide, Herbizide und Futterzusätze darstellen, können als signifikante Quellen ebenfalls ausgeschlossen werden (siehe Werte von Ayuso et al. 2004 und Walraven et al. 2014). Insbesondere Bleiarsenat war ein über einen langen Zeitraum (1890 – 1974) in der Landwirtschaft verbreitetes Pflanzenschutzmittel, welches zu 56,7 % aus Blei besteht, und wäre demnach eine potenzielle flächendeckende Bleiquelle gewesen (Ayuso und Foley 2017; Peryea 1998). Lokal aufgebracht Dung kann zusätzlich ausgeschlossen werden, da die Tierexkremente einer Mischung der Werte aus Pflanzen und Boden entsprechen müssten und nicht andersherum, es sei denn es handelt sich um importierten Dung. Die Vektoren der Mischungslinien zwischen Boden und Vegetation weisen auf drei unterschiedliche Quellen hin. Um herausfinden zu können um was für Bleiquellen es sich hierbei handelt, ist die Analyse weiterer in Betracht kommender Bleiquellen in der untersuchten Region notwendig. Auch die Variabilität innerhalb der lokalen Vegetation und die damit einhergehenden Schwankungen der Bleisignale sind Maße, die in weiterführenden Studien unbedingt untersucht werden sollten. Die in modernen Pflanzenproben beobachtete Variation in den Bleiisotopenverhältnissen kann nicht auf archäologische Zeiten angewandt werden, da sie nicht der „natürlichen“ lokalen Variabilität entspricht, sondern vielmehr durch Schwankungen der Bleisignatur der modernen Atmosphäre entstehen (siehe bspw. Tomašević et al. 2013). Eine Messung der Änderung der pflanzlichen Bleisignatur über die Zeit könnte jedoch Aufschluss über die Bleiquellen der Pflanzen geben, welche einmal aus unterschiedlichen Windrichtungen eingetragen werden können oder aber auf routiniertes menschliches Verhalten zurückgeführt werden könnte. Dies würde einen fundamentalen Baustein für ein besseres Verständnis der Bleiquellen in unserer Umwelt, insbesondere in der untersuchten Region, liefern und dazu beitragen die Herkunft der unerwarteten Isotopien der Pflanzenproben dieser Arbeit zu erklären.

B 3 Bleiwerte der Bodenproben

Wie auch im Falle der Extraktionsmethode der bioverfügbaren Konzentration von Bodenstrontium, kann dieser Analyseschritt auch das Element Blei betrachtend einen signifikanten Einfluss auf die gemessenen Isotopenverhältnisse nehmen (Erel et al. 1994). Da der Extraktionsschritt der Strontiummethode für Blei übernommen wurde, ist es möglich, dass ein zu großer Teil des im Boden enthaltenen Bleis herausgelöst wurde und die gemessene Isotopie somit nicht der Signatur der phytoverfügbaren Fraktion entspricht. Somit könnten die hier nicht nachweisbaren Zusammenhänge zwischen den Bleisignaturen von Pflanze und Boden teilweise auf diesen Analyseschritt zurückzuführen sein. Entsprechend den Themenpunkten der **Extraktionsmethode** von Bodenstrontium (siehe Kapitel VA 1), ist die Methode auch im Falle von Blei debattierbar. Fest steht, dass es viele Studien gibt, welche sich aufgrund der großen Anzahl an bleibelasteten Böden damit auseinandersetzen, inwiefern Blei noch fester an den Boden gebunden werden kann oder aber wie Blei so gut wie möglich aus kontaminierten Böden herausgelöst werden kann. Dies ist im Rahmen des hochgiftigen Bleis ein nicht zu vernachlässigender Punkt eines gesundheitlichen Risikomanagements. Auch für die Bestimmung des instabileren gut zugänglichen Bleipools in Böden wurden Studien angefertigt. Diese sprechen für die Verwendung von sauren Aufschlüssen, welche keiner totalen Verdauung des Materials entsprechen und somit zumindest die Silikatfraktion der Mineralien unangetastet lassen (siehe Montgomery 2002). Auch im Falle von Blei fehlt jedoch eine international anerkannte Methode, welche zu einer Vereinheitlichung der angewandten chemischen Verfahren führen würde. Selbst Behörden beschränken sich nicht auf einzelne Verfahren, was zu einem ständigen Vergleichen, Analysieren und Debattieren der verschiedenen Analyseverfahren führt (siehe beispielsweise Chen und Ma 1998).

Ein weiterer Punkt, welcher bezüglich des Verständnisses von Blei in der Umwelt weiter untersucht werden muss, wenn Blei aus Umweltproben für Herkunftsanalysen verwendet werden soll, ist die **erwartete Isotopie** von Blei in Böden. Meist untersuchen Studien auf anthropogene Quellen hin beschränkt die Isotopie des Bodenprofils. Daraus wird ersichtlich, dass Oberböden von der Atmosphäre beeinflusst werden und aufgrund ihres hohen Organikanteils Blei gut binden und archivieren. In tiefer liegenden Bodenschichten stammt das Blei hingegen vermehrt aus Verwitterungsprodukten des Grundgesteins, wodurch sich die Isotopie über das Bodenprofil ändert. Doch was für eine Isotopie wird in den Böden der Fundorte naturgemäß erwartet? Dies ist eine Frage, auf welche künftige Studien eingehen sollten.

Die Isotopenverhältnisse der italienischen und österreichischen Bodenproben entsprechen den Werten der nahegelegenen Erzminen. Bedeutet dies, dass die Isotopie des Grundgesteins **inneralpiner Orte** vergleichbar ist mit den Signaturen, welche innerhalb der Erze anzutreffen sind? Die Isotopenverhältnisse der Erze werden meist aus Totalaufschlüssen gewonnen und stellen somit nicht die Isotopie der bioverfügbaren Fraktion dar. Ist die Variabilität innerhalb der unterschiedlichen Mineralien und Aufschlüsse so gering, dass es hier zu einer Übereinstimmung der Isotopensignaturen der beiden Materialien kommt? Prinzipiell sollte es in den Erzlagerstätten zu erhöhten Konzentrationen an radiogenen Bleiisotopen kommen, da diese hier durch den Zerfall der Mutterisotope (Uran und Thorium) über die Zeit vermehrt gebildet wurden. Da es zu dieser natürlichen Anreicherung an Uran und Thorium lediglich in den Lagerstätten kommt, ist die Konzentration der dort angereicherten Elemente in der direkten Umgebung der Lagerstätte wesentlich geringer. Dies führt zu einem deutlichen Unterschied zwischen den Isotopensignaturen der Erze und des umliegenden Bodens. Eine Überlappung der Isotopenverhältnisse ist demnach unter natürlichen Umständen nicht zu erwarten. Der 1994 von Erel et al. beobachtete Unterschied in den Isotopenverhältnissen unterschiedlicher Bodenaufschlüsse spricht ebenfalls für einen größeren Unterschied zwischen den beiden Medien. Die Übereinstimmung der Bleisignaturen der Erzaufschlüsse mit denen der Böden weist daher darauf hin, dass die Isotopensignaturen dieser beiden Probenotypen,

zumindest heutzutage, nicht (mehr) unabhängig voneinander sind. So haben beispielsweise Ettler et al. (2004) festgestellt, dass Blei in der Nähe von Bleischmelzhütten entgegen dem üblichen Verhalten atmosphärischen Bleis in Bodenhorizonten durchaus eine Abwärtswanderung in den umliegenden Böden aufweist und dabei bis in die Mineralhorizonte vordringt. Ein solcher Eintrag von Blei aus der Metallurgie könnte die Vergleichbarkeit der Bodensignaturen mit denen lokaler Erzlagerstätten erklären. Unerwartet hohe Konzentrationen, welche auf eine eindeutige Kontamination mit anthropogenen Bleiquellen hinweisen würden, wurden allerdings nicht beobachtet. Weder die Bleikonzentrationen noch die Isotopenverhältnisse der Bodenproben weisen Auffälligkeiten in dieser Hinsicht auf und liegen im Erwartungsbereich. Lediglich drei Proben (zwei davon auf deutschem nichtinneralpinem Grund) weisen Konzentrationen auf, welche unnatürlich hoch erscheinen und somit auf eine erhöhte Bleibelastung hinweisen. Ein hoher Organikanteil innerhalb der Proben konnte während der Reaktionen mit den Säuren der Druckaufschlüsse nicht beobachtet werden. Eine Überlagerung der ursprünglichen Bodensignatur durch lokal abgetragenes Erzblei ist somit in den meisten Bodenproben eher unwahrscheinlich. Die Orte der Probennahme der drei Proben mit erhöhter Bleikonzentration fallen unter Betrachtung der Nähe zu Autobahnen, Minengebieten und ähnlichem nicht besonders auf. Lediglich die Bodenprobe des Fundortes 167 besitzt Hinweise auf eine eventuelle Aufschüttung, wodurch die Herkunft des Bodens in Frage gestellt werden kann. Da alle Umweltproben aus stark besiedelten Orten stammen, besteht allerdings die Möglichkeit, dass es während der letzten tausend Jahre zu Bodenumschichtungen durch Siedlungsbau und Ackerbearbeitung gekommen ist und somit die Zusammensetzung der unterschiedlichen Bodenschichten seit der Prähistorie verändert wurde. Ob es dabei zu einfachen Umschichtungen oder aber auch Aufschüttungen mit ortsfremden Böden gekommen ist, ist heutzutage nicht mehr ersichtlich. Mit Ausnahme des deutschen Fundortes 130 weisen die Isotopien der drei Proben mit auffällig hohen Bleikonzentrationen allerdings nicht in Richtung einer industriellen Bleiquelle, wodurch ein erhöhter Eintrag mit Benzinblei oder ähnlichem ausgeschlossen werden kann.

Die Bodenproben des **nördlichen Alpenvorlands**, in welchem es keine typischen Erzminenvorkommen gibt, weisen erwartungsgemäß andere Signaturen auf als Proben inneralpiner Fundorte. Die $^{208}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ -Verhältnisse liegen hierbei meist unterhalb der Signaturen inneralpiner Orte. Die Spanne der $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ -Verhältnisse entspricht jedoch der in den Alpen genommenen Bodenproben. Die Proben der deutschen Fundorte scheinen nicht von den österreichischen und italienischen Erzminen beeinflusst zu sein und besitzen oftmals Werte, welche von der ESLP-Linie abweichen. Die Bleiquelle scheint hier demnach vorwiegend das Grundgestein zu sein. An manchen Orten ist jedoch eine Überlappung der in den Bodenproben gemessenen Isotopenverhältnisse mit Bleisignaturen von Kohleasche und Benzinabgasen sichtbar. Ob dies Zufall ist oder es doch zu einer Kontamination der Bodenschichten unterhalb der oberen Horizonte (20 cm Tiefe) kommt, ist nicht klar. Eine Kontamination ist jedoch nicht auszuschließen, insbesondere da nicht bekannt ist, inwiefern die Böden in den vergangenen hundert Jahren umgeschichtet und bearbeitet wurden. Interessanterweise konnten an zwei Fundorten Isotopenverhältnisse beobachtet werden, welche mit den Bleisignaturen der in deutschen Moorerzen der Donauauen bei Manching vorzufindenden Bleiisotopenverhältnissen übereinstimmen. Bei den beiden nahebeieinander liegenden Fundorten handelt es sich um 101 Aislingen, Landkreis Dillingen an der Donau, und 118 Günzburg. Dementsprechend scheint auch hier das Vorhandensein von Erzen die lokalen bioverfügbaren Bleisignaturen der Bodenproben zu beeinflussen. Ein erster Vergleich der Säugetierdaten mit den Signaturen lokaler Erze scheint somit auch neben dem direkten Gebrauch von bleihaltigen Artefakten gerechtfertigt zu sein.

B 4 Vergleichbarkeit der Isotopen der Umweltproben mit denen archäologischer Säugetiere

Um die Anwendbarkeit moderner Referenzproben für die Bestimmung archäologischer Säugetiersignaturen zu testen, wurden die Isotopenverhältnisse der beiden Umweltproben, Boden und Vegetation, mit denen des archäologischen Datensets verglichen. Die Wahrscheinlichkeit, dass **moderne Umweltproben** einen mit archäologischen Umweltproben vergleichbaren Bleiisotopenabdruck besitzen, ist aufgrund des seit über tausend Jahre lang erfolgten massiven Eingriffs des Menschen in den natürlichen Bleizyklus höchst unwahrscheinlich. Insbesondere Vegetation, welche als eine der Hauptlieferanten von Blei in archäologischen Zeiten angesehen werden kann, bezieht das in oberirdischen Organen eingespeicherte Blei größtenteils aus Aerosolen, welche heutzutage nachweislich anthropogen und deren Bleiisotopen nicht mehr geologiespezifisch sind. Wie ein Vergleich der Isotopenverhältnisse der beprobten Boden- und Vegetationsproben zeigen, wird die in Holzproben messbare Isotopie in modernen Proben nicht von der Isotopie des lokalen Bodens beeinflusst. Doch gerade die Isotopie des Bodens könnte durchaus einen potenziellen Hinweis auf die bioverfügbare lokale Isotopenspanne liefern. Zu archäologischen Zeiten war die Konzentration von Blei in der Luft deutlich niedriger als heute. Daher sollte die Isotopie der Pflanzen damals näher an der des Bodens gelegen sein. Mit archäologischen Luftsignaturen, welche denen der lokalen Oberböden entsprochen haben, könnten moderne Bodenproben, welche den archäologischen Strata entsprechen, eventuell doch mehr über archäologische Säugetiersignaturen aussagen, als es moderne Pflanzenproben tun. Somit könnte die Isotopie der rezenten Bodenproben sowohl die Signatur archäologischer Pflanzen als auch des archäologischen Bodens repräsentieren. Inwiefern moderne Bodenproben, welche unter der Humusaufgeschicht entnommen wurden, tatsächlich die Isotopie archäologischer Böden beschreiben können, hängt dabei von der Anzahl von Faktoren wie Landwirtschaft, Siedlungsbau, Infrastruktur und atmosphärischem Bleieintrag ab. Um zu testen, inwiefern die Isotopie der modernen Umweltproben mit denen archäologischer Säugetiere übereinstimmt, wurden deren Isotopensignaturen miteinander verglichen.

Es wurde erwartet, dass sich die Isotopensignaturen von Menschen und Tieren unterscheiden, da in diesen sowohl die Bleiquellen als auch der Weg der Bleiaufnahme wesentlich verschieden sein können (Grupe et al. 2017). Einerseits kommt es durchaus vor, dass die Isotopie von Menschen durch den Gebrauch von und den Kontakt zu bleihaltigen Gegenständen seit Anbeginn der Metallurgie eine signifikante Abweichung der lokalen bioverfügbaren Bleisignatur in Richtung der Isotopie der Herkunftsmine des Bleis aufweisen. Andererseits ist insbesondere an inneralpinen Orten zu erwarten, dass grasende Tiere, unter anderem Rinder in der Almviehwirtschaft, durch die größere Nähe zu den Minen selbst und die vermehrte Aufnahme von Bodenpartikeln auch oberflächlich abgelagertes atmosphärisches Blei zu sich nehmen und deren Bleisignaturen somit eine stärkere Korrelation mit den lokalen Minen aufweisen (Adriano 2001). Aufgrund der meist sehr niedrigen Anzahl an Individuen pro Fundort und der Tatsache, dass meistens nicht jede Spezies innerhalb des Säugetierdatenset eines Fundortes vertreten ist, kann ein Test auf signifikante Verteilungsunterschiede in den Bleiisotopenverhältnissen der jeweiligen Säugetierarten nicht durchgeführt werden. Eine rein optische Betrachtung und Beurteilung der Säugetierdaten pro Fundort weist allerdings nicht auf unterschiedliche Bleiquellen innerhalb der verschiedenen Spezies hin. Zwar konnte ein ortsunspezifischer Test auf Unterschiede in den gemessenen $^{208}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ -Verhältnissen und $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ -Verhältnissen einen signifikanten Unterschied zwischen dem Datenset der Menschen, der Rothirsche und der Schweine in Bezug auf deren $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ -Werte und signifikante Unterschiede in den $^{208}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ -Verhältnissen der Rothirsche zu Schwein und Rind nachweisen, doch ist dies mit großer Wahrscheinlichkeit auf die hochsignifikanten Unterschiede der Säugetierdaten zwi-

schen den untersuchten Fundorten zurückzuführen und nicht auf **speziesspezifische Variationen**. Dies könnte darauf zurückzuführen sein, dass sich das archäologische Datenset aus neolithischen bis eisenzeitlichen Proben zusammensetzt. In dieser hat der metallurgische Abbau von Blei lediglich eine kleine lokale bis zu gar keine Rolle gespielt. Somit sollte anthropogen eingetragenes Blei noch keinen wesentlichen Unterschied in der bioverfügbaren lokalen Bleiisotopensignatur verursacht haben, womit die Isotopenverhältnisse lokaler Umweltquellen keine großen Unterschiede zueinander aufweisen sollten. Ein Vergleich der archäologischen Säugetierdaten mit der lokalen Spanne, welche zwischen den Isotopen der beiden rezenten Umweltproben Boden und Holz aufgespannt wurde, zeigt eine Übereinstimmung der Säugetierdaten von 34 %. Hierbei scheinen Rinder mit einer 52,9%igen Übereinstimmung am häufigsten in den lokalen Umweltbereich eingeschlossen zu werden, was für die Almwirtschaft und die Vergleichbarkeit der Bodensignaturen mit den Werten der Erzminen erklärt werden könnte. Die freilaufenden wilden Rothirsche werden am zweithäufigsten in die lokale bioverfügbare Bleispanne eingeschlossen, gefolgt von den Menschen und zuletzt den Schweinen. Untersucht man die Nähe der Säugetierdaten zu den rezenten Bodenproben, so weisen hier jedoch die Mediane der Menschen den geringsten Abstand zu den Bodenproben auf. Diese sind gefolgt von denen der Schweine und denen der Rinder. Am weitesten entfernt liegen die Mediane der Rothirsche. Der vermehrte Einschluss an Rinderdaten hat somit nichts mit der Nähe zu der Bodensignatur zu tun. In diesem Datenset besitzen die Menschen und nicht die Wiederkäuer die den Bodenwerten am nächsten liegenden Bleisignaturen. Daher kann hier die Vergleichbarkeit der rezenten Bodenproben mit denen zu archäologischen Zeiten herrschenden Isotopenverhältnissen in Frage gestellt werden. Wie oben bereits angesprochen, ist eine Änderung der Bodenbleisignatur in der Nähe von Erzverhüttungsstätten durchaus möglich. Eine solche Änderung könnte die größere Nähe der Menschendaten zu den somit erzähnlichen Bodenproben, insbesondere innerhalb der inneralpinen Orte, erklären. Seit der ersten metallurgischen Gewinnung bleihaltiger Metalle stehen Menschen im engeren Kontakt mit Blei und sind somit einer höheren Aufnahme dessen ausgesetzt. Die Nähe der Menschendaten zu den inneralpinen Erzminenwerten weist hierbei auf den lokalen Abbau und Kontakt mit erzhaltigen Artefakten in der Prähistorie hin. Eine Kontamination der Säugetierknochen während der Bodenlagerung kann hier als potenzieller Faktor ausgeschlossen werden (Grupe et al. 2018). Allgemein ist die Häufigkeit des Einschlusses der verschiedenen Säugetierarten jedoch nicht signifikant und die fundortspezifischen Analysen weisen viel mehr darauf hin, dass es sich hierbei um einen zufälligen Ein-/Ausschluss an individuellen Säugetierdaten handelt. Abgesehen von den Menschendaten, welche eine größere Nähe zu den Erzminensignaturen aufweisen und gleichzeitig jedoch eine sehr große Variation in deren Bleisignaturen aufweisen und deren Lokalität somit durchaus kritisch betrachtet werden sollte, sind in den untersuchten Spezies keine haltungs- bzw. verhaltensbedingten Verbindungen der Säugetierdaten mit denen der Umweltproben sichtbar.

Betrachtet man das Säugetierdatenset allgemein, so fällt auf, dass diese wiederholt Werte annehmen, welche außerhalb der untersuchten potenziellen Bleiquellen liegen. Dies betrifft insbesondere die $^{208}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ -Verhältnisse, welche unabhängig von der betrachteten Spezies mit meist passenden $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ -Werten deutlich niedriger liegen als die Werte der Erzminen, der ESLP-Linie, der erwarteten archäologischen Signatur der Atmosphäre, der verschiedenen Benzine, der lokal beprobten Böden und der Vegetation. Ein Vergleich der Verteilung der Säugetierdaten mit der Vektorrichtung der Mischungsline der beiden Umweltproben weist darauf hin, dass diese nicht miteinander übereinstimmen und die Bleisignaturen der Säugetiere somit nur in den wenigsten Fällen durch eine Mischung der Isotopensignaturen der rezenten Bleiquellen Boden und Vegetation erklärt werden können. Allgemein besteht zwar

das Problem der fehlenden Kenntnisse in Bezug auf die Variabilität der Bleiisotopenverhältnisse in den herangezogenen Umweltproben, doch müsste die Variabilität der Umweltproben sehr groß und deren lokale bioverfügbare Spanne somit sehr weit gefasst sein, um zu einem Einschluss der Säugetierdaten zu führen. Insbesondere zu prähistorischen Zeiten war die lokale Variabilität der Umweltproben aufgrund des geringeren Bleiquellensortiments jedoch vermutlich kleiner als heutzutage und mit der herangezogenen Spanne vergleichbar. Da das Fehlen eines Zusammenhangs zwischen den archäologischen Isotopien von Menschen und Tier mit denen modernen lokalen Bodens und moderner lokaler Vegetation gut durch die bekannten anthropogenen Veränderungen innerhalb der atmosphärischen und pflanzlichen lokalen Signaturen seit der Prähistorie erklärt werden können, ist diese Erkenntnis durchaus nicht unerwartet. Auch die modernen Bodenproben allein eignen sich nicht als moderne Referenzproben für die Bestimmung der lokalen bioverfügbaren Bleisignatur. Sie scheinen größtenteils nicht den Werten der archäologischen Atmosphäre zu entsprechen, da diese sonst besser mit den Säugetierdaten übereinstimmen müssten oder zumindest einen engeren Bezug zu den Isotopenverhältnissen der grasenden Säugetiere aufweisen sollten. Die Beobachtung, dass die Isotopenverhältnisse der Säugetiere in die gleiche Richtung von den erwarteten Werten abweichen wie die Pflanzenwerte, könnte eine unerwartete engere Verbindung der beiden Signaturen zueinander vermuten lassen. Besitzen die archäologischen Säugetierdaten dieselbe **unbekannte Bleiquelle** wie die rezenten Pflanzenproben? Aufgrund der starken atmosphärischen Veränderungen ist dies stark anzuzweifeln. Tatsächlich gehören die Fundorte, an welchen die Pflanzenproben unerwartet niedrige und nicht erklärbare $^{208}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ -Verhältnisse aufweisen, nicht zu den Fundorten, an welchen vergleichbar niedrige $^{208}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ -Werte in den Säugetierdaten zu beobachten sind. Dies zeigt, dass die rezenten Pflanzenwerte keinen signifikanten Einfluss auf die Isotopie der archäologischen Säugetiere nehmen und somit auch die für diese Werte verantwortlichen Bleiquellen höchst wahrscheinlich nicht dieselben sind. Da Pflanzen als eine der Hauptquellen des Bleis in archäologischen Zeiten angesehen werden können, weichen die Werte der rezenten Proben mit großer Wahrscheinlichkeit von den Werten archäologischer Pflanzen ab. Um was für unbekannte Bleiquellen es sich hier handeln könnte, bleibt zu erforschen, für die Herkunft und den Eintrag des Bleis eine plausible Erklärung zu finden und zu überprüfen. Zwar gibt es durchaus Bleiquellen, welche passende Bleisignaturen aufweisen würden, beispielsweise serbische Erzminen (Pernicka et al. 1993), doch scheinen solche keine plausiblen Erklärungen für die beobachteten Werte darzustellen. Insbesondere der Handel mit Kupferobjekten aus serbischen Minen kann bereits ab dem Jungneolithikum, beispielsweise in der Münchshöfener Kultur, nachgewiesen werden (Höppner et al. 2005). Somit ist das Auftreten serbischer Bleisignaturen im europäischen Raum durchaus keine Seltenheit. Eine flächendeckende Überlagerung der örtlich natürlichen Bleisignaturen durch serbisches Blei ist allerdings höchst unwahrscheinlich. Eine solche Dominanz serbischen Bleis müsste zudem in Bleiarchiven nachgewiesen werden können, was nicht der Fall ist. Sehr viele der untersuchten Menschen und Tiere hätten von importierten serbischen Blei beeinflusst werden müssen. Insbesondere da die untersuchten Individuen zu unterschiedlichen Zeiten gelebt haben und es sich bei den Minenwerten um Totalaufschlüsse und nicht die bioverfügbare Fraktion handelt, ist serbisches Blei keine schlüssige Erklärung für das Auftreten der beobachteten Werte. Eine weitere Erklärung wären natürliche Einträge ortsfremder Aerosole, wie es beispielsweise Saharasand darstellt. Dieser ist dafür bekannt, die Bleiisotopensignatur europäischer Aerosole signifikant zu beeinflussen (Doucet und Carignan 2001). Aufgrund seiner Bleiisotopensignatur, welche auf der ESLP-Linie liegt und mit der Signatur der in herangezogenen italienischen Erzminen übereinstimmt (Erel et al. 2006), kann Saharasand jedoch als die gesuchte unbekannte Bleiquelle ausgeschlossen werden.

Dass die modernen Umweltprobenspannen dennoch 34 % der archäologischen Individuen erfassen, weist darauf hin, dass die in den Säugetieren beobachtete Variabilität im Vergleich zu den verschiedenen lokalen Umweltspannen der untersuchten Fundorte sehr groß ist, wodurch es zu diesen zufälligen Übereinstimmungen kommt. Möglicherweise kommt es gerade in der geologisch gesehen so vielfältigen Region der Europäischen Alpen zu einer zu großen Variabilität in den beiden untersuchten Bleiisotopenverhältnissen $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ und $^{208}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$, wodurch es, durch den Aufenthalt auf unterschiedlichen geologischen Untergründen und auch der Nähe zu verschiedenen Erzminen, zu einer **Vielfalt und Mischung an Bleisignaturen** kommt. Dies würde eine weiterreichende Probennahme an Umweltproben pro Fundort unerlässlich machen und wirft die Frage auf, wie groß das Bleieinzugsgebiet für Säugetiere tatsächlich ist. Hinzu kommt, dass gerade die untersuchte Region für ihre hohe Migrationsrate und als eine der ältesten Handelsrouten zwischen Deutschland, Österreich und Italien bekannt ist. Mit dem Anstieg ortsfremder oder zumindest nicht rein ortstreuer Menschen und Tiere bzw. Tierprodukte ist es nicht verwunderlich, dass die Bleisignatur dieser Individuen eine hohe Spannbreite einnimmt. Einhergehend mit der Änderung der lokalen Bleiisotopenverhältnisse mit dem verstärkten Eingriff des Menschen in den Bleizyklus, stellt sich somit die Frage, ob eine allgemeine lokale Isotopenspanne für ein so zeitlich variables Element überhaupt für archäologische Zeiträume aufgestellt werden kann oder dies eine eindeutigere zeitliche Trennung erfordert. Basierend auf dem untersuchten Datenset können weder rezente Pflanzenproben noch Bodenproben bei der Bestimmung der lokalen bioverfügbaren Bleiisotopensignatur archäologischer Zeiten herangezogen werden. Wie die Isotopenwerte der beiden rezenten Umweltproben, entsprechen auch die Isotopien der archäologischen Säugetierproben nicht den erwarteten Werten und weisen somit abermals auf, dass in Bezug auf das in der Biosphäre wandernde Blei noch viele Fragen offenstehen und weitere Studien unbedingt angefertigt werden müssen.

C Sauerstoff

C 1 Verhalten der Umweltproben

C 1.1 Grundwasserwerte

C 1.1.1 Zusammenhang zwischen Grundwasser und OIPC

Die beobachteten Differenzen zwischen den gemessenen $\delta^{18}\text{O}$ -Werten der lokalen Grundwasserproben und den kalkulierten Werten des meteorischen Wassers (OIPC) entsprechen den Erwartungen. Hierbei besitzen die Grundwasserproben an allen 57 untersuchten Fundorten niedrigere $\delta^{18}\text{O}$ -Werte. Grundwasser liegt innerhalb eines Aquifers größtenteils vor Umwelteinflüssen geschützt vor. Da dieses außerdem unter normalen Bedingungen auch keinen Temperaturschwankungen unterliegt, kann der $\delta^{18}\text{O}$ -Wert eines Grundwasserkörpers als konstant angesehen werden und entspricht größtenteils der Isotopie der Wasserquelle, welche jedoch durch verschiedene Faktoren leichten Fraktionierungsprozessen unterliegen kann (siehe Kapitel IC 3.2). Als wesentliche Wasserquelle ist vielerorts das lokale Regenwasser anzusehen, wobei der OIPC-Wert einer Annäherung an dessen Jahresmittelwert darstellt. Diese direkte Verbindung zwischen Grundwasser und OIPC ist sowohl bei der Betrachtung des gesamten Datensets als auch bei der Analyse der drei Klimazonen im Einzelnen in Form einer hoch signifikanten positiven Korrelation im Gesamtdataset und in Klimazone 1 sichtbar. Im Gegensatz zu den anderen beiden Klimazonen befinden sich in Klimazone 1 viele voralpine Fundorte, deren Grundwasserquellen durch die Abwesenheit der Gebirgslage eindeutiger von dem lokalen Regenwasser beeinflusst zu sein scheinen.

Eine Erklärung für die über das gesamte Datenset auftretende Abreicherung des Grundwassers von ^{18}O -Isotopen im Vergleich zu dessen Wasserquelle, (lokalem) Regenwasser, kann in den folgenden Faktoren gefunden werden:

Ein möglicher Grund für die niedrigeren Werte des Grundwassers im Vergleich zu dem jährlichen Durchschnittswert des lokalen Regenwassers ist der sogenannte „**Mengeneffekt**“. Dieser beschreibt die Beobachtung, dass der $\delta^{18}\text{O}$ -Wert verschiedener Niederschlagsereignisse abhängig von der Niederschlagsmenge variiert. Dabei treten bei starken Regenfällen niedrigere $\delta^{18}\text{O}$ -Werte auf als bei schwächeren (Gat 2010; Pederzani und Britton 2019). Dieses Erscheinungsbild ist einerseits auf die Zunahme der Größe der Regentropfen mit zunehmender Wassermenge zurückzuführen. Diese reduziert sowohl die Verdunstung als auch die Äquilibration, wodurch eine geringere Anzahl der leichten H_2^{16}O -Moleküle den Tropfen auf dem Weg zum Boden verlassen (Bony et al. 2008; Dansgaard 1964; Risi et al. 2008; Rozanski et al. 1993). Zusätzlich führt auch die erhöhte relative Luftfeuchtigkeit zu einer Verringerung der Evaporation von H_2O -Molekülen aus den Wassertropfen (Araguás-Araguás et al. 2000; Rozanski et al. 1993; Salamon et al. 2016). Zudem führt ein starker Niederschlag zu einer Reinigung der Atmosphäre, wobei Wassermoleküle, welche sich in der Luft befinden, mit den fallenden Regentropfen mitgerissen werden und bereits evaporiertes Wasser wieder in die flüssige Phase zurückgeführt wird (Bony et al. 2008; Cai und Tian 2016; Moore et al. 2014; Risi et al. 2008). Dies alles führt zu einer Reduktion der Evaporation von Wassermolekülen, sowohl während des Niederschlags als auch nach dem Auftreffen der Tropfen auf den Boden, und verursacht somit das erhöhte Auftreten von ^{16}O -Isotopen. Zwar ist dieser Extremwert in dem herangezogenen Jahresmittelwert des Regenwassers in seiner Niederschlagsmenge enthalten, doch beeinflussen solch starke Regenfälle Grundwasser oftmals stärker als schwächere, da diese zu einem selektiven Auffüllen der Wassermengen innerhalb des Aquifers führen. Zudem tragen leichte Regenfälle oftmals so wenig Wasser, dass von diesen eventuell gar kein Wasser bis in die Tiefe des Aquifers vorbringt, sondern vom trockenen Boden und Evapotranspiration vorzeitig abgefangen wird.

Ein weiterer Grund für die niedrigeren $\delta^{18}\text{O}$ -Werte des Grundwassers könnte der **Klimawandel** sein. In den Europäischen Alpen stieg die Jahresmitteltemperatur seit dem späten 19ten Jahrhundert und dem frühen 21ten Jahrhundert um + 2 °C (BMU 2008; EEA 2009). Wie in der Einleitung (Kapitel IC 3.2) beschrieben, sind an Orten mit höheren Jahresmitteltemperaturen auch erhöhte $\delta^{18}\text{O}_{\text{Regenwasser}}$ -Werte anzutreffen (Dansgaard 1964; Rozanski et al. 1993). Rozanski et al. (1992) zufolge ist innerhalb Europas mit einer Temperaturänderung um + 1 °C ein Anstieg des $\delta^{18}\text{O}$ -Wertes um + 0,695 ‰ zu erwarten. Je nachdem zu welchem Zeitpunkt die Wasserauffüllphasen der untersuchten Grundwässer stattgefunden haben und wie groß die Menge der in den vergangenen Jahrzehnten eingespeisten Wassermengen ist, fällt die Differenz zwischen den $\delta^{18}\text{O}$ -Werten des Grundwassers und des heutigen Regenwassers mal höher und mal weniger hoch aus. Der entscheidende Faktor ist in diesem Fall dementsprechend das Alter des Grundwasserkörpers. Zusätzlich führt die Temperaturerwärmung zu einem Anstieg in der Frequenz von Starkniederschlagsereignissen (Frei et al. 1998). Gerade innerhalb des nordalpinen Raums konnte eine erhöhte Niederschlagsmenge beobachtet werden (EEA 2009). Die Erwärmung um + 2 °C, welche innerhalb der letzten hundert Jahre aufgetreten ist, hat dabei zu einem Frequenzanstieg von circa 20 % geführt (BMU 2008). Dieser führt wiederum durch den Mengeneffekt zu einer Verringerung des $\delta^{18}\text{O}$ -Wertes in jungen Grundwässern. Da sowohl Regenwasser als auch Grundwasser sehr von dem lokalen Klima geprägt werden, und die Proben potenzielle $\delta^{18}\text{O}$ -Änderungen allein innerhalb des letzten Jahrzehnts aufweisen, ist innerhalb diesen Datensatzes die Empfindlichkeit der $\delta^{18}\text{O}$ -Werte in Raum und Zeit sichtbar.

In den inneralpinen Klimazonen 2 und 3 sind keine Korrelationen zwischen Grundwasser und lokalem OIPC vorhanden. Daher kann die Differenz zwischen den zwei untersuchten Wassermaterialien nicht nur auf die beiden oben genannten Effekte zurückgeführt werden. Dies wird vermutlich durch die alpinen Bedingungen verursacht. In **Gebirgsregionen** kommt es aufgrund der hoch komplexen orographischen Gegebenheiten und den sich somit schnell ändernden Unterschieden in der Herkunft der Luftmassen zu sehr variablen und kleinräumigen Differenzen in den $\delta^{18}\text{O}$ -Werten des lokalen Regenwassers. So können durch Hänge geschützte Orte, welche sich im Windschatten befinden, beispielsweise einen größeren Einfluss von sonst weniger signifikant beitragenden Luftmassen auf das meteorische Wasser besitzen. Dies nimmt einen großen Einfluss auf die Genauigkeit des OIPC-Wertes, welcher in diesen Regionen gegebenenfalls deutlich von den tatsächlich vor Ort herrschenden meteorischen $\delta^{18}\text{O}$ -Werten abweichen kann und somit nicht den $\delta^{18}\text{O}$ -Wert der Hauptwasserquelle der Aquifere entspricht. Hinzu kommt, dass Grundwässer alpiner Regionen einen erhöhten Eintrag von nicht lokalen Wasserquellen in Form von Bachläufen und Schmelzwasser und Ähnlichem besitzen (Longinelli 1984). Durch den Höheneffekt kommt es während des Aufstiegs der Regenmassen zu einem verstärkten Abregnen der schweren Sauerstoffisotope im Niederschlag, wodurch Regenwasser höherer Lagen einen niedrigeren $\delta^{18}\text{O}$ -Wert aufweist als in niedriger gelegenen Gegenden. Durch eine Mischung des lokalen Regenwassers mit dem aus höheren Regionen eingetragenen Fließwasser, wird der $\delta^{18}\text{O}$ -Wert der Wasserquellen eines Aquifers verringert. Auch der Eintrag von Schmelzwasser kann zu einer Verringerung des $\delta^{18}\text{O}$ -Werts im Grundwasser führen. Schnee- und Gletscherwasser aus höheren Lagen besitzt aus zwei Gründen niedrigere $\delta^{18}\text{O}$ -Werte als lokales Grundwasser. Einerseits ist auch hier der Höheneffekt verantwortlich, andererseits kommt es bei der Bildung von Schnee und Eis aus flüssigem Wasser während des Phasenübergangs zu einer kinetischen Fraktionierung der Sauerstoffatome. Vor allem die niedrigen Temperaturen während der Bildung der festen Phase verursachen deutlich niedrigere $\delta^{18}\text{O}$ -Werte (Binder et al. 2019; Kendall und McDonnell 2012). Aber auch der ausbleibende Austausch mit der Luftfeuchtigkeit führt im festen Aggregatzustand des Niederschlags zu niedrigeren $\delta^{18}\text{O}$ -Signaturen (Jouzel und Merlivat 1984). In den mittleren Breitengraden weisen Regenwasserproben daher $\delta^{18}\text{O}$ -Werte von – 3 ‰ bis – 10 ‰

auf. Schnee besitzt hingegen $\delta^{18}\text{O}$ -Werte um die -10‰ bis -20‰ (Mook 2001). Ein Schmelzwasser-eintrag kann demnach zu einer Mischisotopie im lokalen Grundwasser führen und dessen Sauerstoffisotopensignatur senken.

Die Abweichungen im $\delta^{18}\text{O}$ -Wert der beiden Wassertypen, insbesondere innerhalb der Alpen, weisen darauf hin, dass lokales Wasser nicht nur durch lokales Regenwasser definiert wird, sondern auch durch fließende Oberflächenwasserquellen gespeist werden kann und somit auch vom lokalen OIPC abweichende $\delta^{18}\text{O}$ -Werte auftreten können. Gerade in alpinen Regionen sollte dies bei der Wahl eines **Referenzwertes für tierisches Trinkwasser** berücksichtigt werden, welches nach diesem Datensatz nicht nur durch lokale Regenwasserproben oder Proxydaten für meteorisches Wasser definiert werden sollte, sondern auf jeden Fall auch Grundwasserproben miteinbeziehen sollte. Hinzu kommt, dass der OIPC-Wert in der untersuchten Gebirgsregion keinen sicheren Repräsentanten des lokalen meteorischen Wassers darstellt. Der meteorische Wasserwert ist zudem klimaempfindlicher als der $\delta^{18}\text{O}$ -Grundwasserwert. Aufgrund der starken Erwärmung des Klimas in den letzten 200 Jahren weicht der heutige Regenwasserwert vermutlich deutlich mehr von den lokalen $\delta^{18}\text{O}$ -Signalen archäologischer Strata ab als die Signatur des Grundwassers.

Die geringere Differenz zwischen den **Oberflächenwasserproben** und den entsprechenden OIPC-Werten im Vergleich zu den Grundwasserproben und dem OIPC-Wert, sollte grundsätzlich ebenfalls auf die genannten Faktoren zurückzuführen sein. Es wurde darauf geachtet, so gut wie möglich zumindest vom Grundwasser gespeiste Wasserquellen zu sammeln, sofern kein reines Grundwasser vor Ort zugänglich war. Dementsprechend sollte ein Großteil der Wassermenge aus dem Grundwasser stammen, sowohl bei Baggerseen als auch bei Bachläufen, die einer Quelle entspringen. Eine Änderung des $\delta^{18}\text{O}$ -Wertes in Richtung des positiveren OIPC-Wertes kann daher einerseits eine Beimengung von Regenwasser bedeuten, welche zu einer Mischisotopie geführt haben könnte, oder aber auf einem Austausch mit der Atmosphäre beruhen, wobei während der Evaporation vermehrt leichte ^{16}O -Isotope in den gasförmigen Zustand übergehen, weshalb es über die Zeit zu einer Anreicherung der schwereren ^{18}O -Isotope innerhalb des Wasserkörpers kommt und somit zu einer Erhöhung des $\delta^{18}\text{O}$ -Wertes. Die beproben Oberflächenwasserproben zeigen durch deren gegenüber den Grundwasserproben erhöhten $\delta^{18}\text{O}$ -Werten deutlich, dass selbst Grundwasser gespeiste Wasserquellen nicht als Ersatz für Grundwasserproben verwendet werden sollten, da sowohl die Größe der Beimengung anderer Wasserquellen als auch das Ausmaß an Austausch mit der Atmosphäre nicht bekannt sind.

C 1.1.2 Auswirkung von Längen- und Breitengrad sowie Höhenlage auf den $\delta^{18}\text{O}_{\text{Grundwasser}}$ -Wert

Die gemessenen $\delta^{18}\text{O}$ -Werte der Grundwasserproben weisen das gesamte Datenset betreffend eine positive signifikante lineare Korrelation mit dem Breitengrad auf und einen negativen hoch linearen Zusammenhang mit der Höhenlage. Eine signifikante Korrelation mit dem Längengrad konnte nicht nachgewiesen werden. Dies ist auf die West-Ost-Orientierung der Alpen zurückzuführen. Gerade in einem alpinen Gebiet, wie den in dieser Arbeit untersuchten Europäischen Alpen, ist es nicht verwunderlich, dass der Höheneffekt eine wesentliche, den $\delta^{18}\text{O}$ -Wert beeinflussende Rolle spielt. Da der $\delta^{18}\text{O}$ -Wert stark von dem lokalen Klima abhängig ist, wurde der $\delta^{18}\text{O}$ -Datensatz in der Analyse der Umweltproben in Klimazonen unterteilt. Die **Korrelationsanalyse** der einzelnen Klimazonen zeigt deutlich, dass die Trennung der verschiedenen Klimazonen notwendig ist. Bei der Betrachtung der Zusammenhänge innerhalb der drei Klimazonen zeigen sich im Gegensatz zu den Ergebnissen der Gesamtdatensatzanalyse nur in Klimazone 1 und 3 Korrelationen mit dem Breitengrad. Diese fallen in Klimazone 1 (nordalpin) positiv

und in Klimazone 3 (südalpin) negativ aus. Lediglich in Klimazone 1 ist ein signifikanter linearer Zusammenhang mit der Höhenlage zusehen. Die Grundwasserwerte aus Klimazone 2 (zentralalpin) besitzen hingegen keine signifikante lineare Korrelation, weder zu der geographischen Breite noch zu der Höhenlage. Eine Korrelation des $\delta^{18}\text{O}_{\text{Grundwasser}}$ -Wertes mit der geographischen Länge ist in keiner der Klimazonen sichtbar.

Eine Erklärung für den alleinigen Nachweis eines linearen Zusammenhangs zwischen Grundwasserisotopie und **Höhenlage** in der nordalpinen Klimazone 1 ist, dass der Höheneffekt lediglich auf der Luvseite eines Gebirges sichtbar ist. Dabei kommt es durch das bevorzugte Abregnen von schweren H_2^{18}O -Molekülen zu einer Anreicherung der leichten ^{16}O -Isotope in höher gelegenen Regionen. Auf der Leeseite eines Berges und auch in inneralpinen Räumen ist dieser Gradienteneffekt jedoch meist nicht zu sehen (Davraz 2014). An diesen Orten kommt es hingegen zu dem sogenannten „Pseudo-Höheneffekt“ (Moser und Stichler 1974). Da der Abstand zwischen der Wolkendecke und dem Boden an höher gelegenen Orten geringer ist, wird die Zeit, in welcher Regentropfen während des Sturzes einer Evaporation von Wassermolekülen ausgesetzt sind, reduziert. Diese Evaporation führt zu einer Anreicherung der schwereren Sauerstoffisotope innerhalb des Regentropfens und somit zu einer Erhöhung des $\delta^{18}\text{O}$ -Wertes. Durch den Unterschied in dem Ausmaß der Evaporation kommt es an höher gelegenen Orten daher grundsätzlich zu niedrigeren meteorischen $\delta^{18}\text{O}$ -Werten (Gat 2010). Diese Differenz wird zusätzlich durch die vorangegangene Abreicherung von ^{18}O -Isotopen während des Luftmassenaufstiegs an der Luvseite der Berge verstärkt. Das Regenwasser inneralpiner Orte besitzt dementsprechend niedrigere $\delta^{18}\text{O}$ -Werte als Fundorte, welche außerhalb eines Gebirges auf einer vergleichbaren Höhe über dem Meeresspiegel liegen. Da lokales Regenwasser eine der Hauptwasserquellen von Grundwasser darstellt, kann ein vergleichbares Verhalten der $\delta^{18}\text{O}_{\text{Grundwasser}}$ -Werte erwartet werden. In Abbildung 80 ist die Höhenlage der untersuchten Fundorte gegen den Breitengrad aufgetragen und die Größe des $\delta^{18}\text{O}_{\text{Grundwasser}}$ -Wertes in Form des Durchmessers der Datenpunkte dargestellt. Hierbei sieht man, dass die niedrigsten $\delta^{18}\text{O}$ -Werte im Grundwasser nicht an den höchst gelegenen Fundorten auftreten, sondern an niedriger gelegenen Orten innerhalb des Inneralpinraumes. Die niedrigste Sauerstoffisotopensignatur wurde dabei an Fundort 231 (Roppen) auf einer Höhe von 587,40 m ü. NN. gemessen. Dabei wirken sich vermutlich sowohl die vorangegangene Abreicherung von ^{18}O -Isotopen durch den Höheneffekt, der Pseudo-Höheneffekt sowie möglicherweise auch eine Beimischung von Wasser, welches aus höheren Gegenden stammt, auf eine Senkung der Grundwassersauerstoffisotopie aus. Gerade innerhalb von Klimazone 2 sind durch die Lage im inneralpinen Raum, aber auch an Fundorten auf der Leeseite der Gebirgsgruppen von Klimazone 1, sowohl an sehr hoch gelegenen Fundorten als auch an in Tälern gelegenen Fundorten niedrige $\delta^{18}\text{O}_{\text{Grundwasser}}$ -Werte anzutreffen. Durch diese Erscheinung ist an solchen Fundorten kein direkter linearer Zusammenhang zwischen dem $\delta^{18}\text{O}_{\text{Grundwasser}}$ -Wert und der Höhenlage nachzuweisen. Auch die Fundorte von Klimazone 3 befinden sich bereits so tief in dem Gebirge, dass diese bereits hinter Luvseiten von Gebirgsketten der Südseite der Alpen liegen (hier kommen die Luftmassen aus dem mediterranen Raum). Die erstellte lineare Regressionsgerade zwischen dem $\delta^{18}\text{O}_{\text{Grundwasser}}$ -Wert und der Höhenlage zeigt, dass innerhalb von Klimazone 1 mit einer Reduktion des $\delta^{18}\text{O}_{\text{Grundwasser}}$ -Wertes um 0,5 ‰ pro 100 Höhenmeter zu rechnen ist. Dieser Gradient liegt an der oberen Grenze der weltweit beobachteten Werte, welche zwischen 0,15 und 0,50 ‰ liegen (Davraz 2014) und ist deutlich höher als der von Humer et al. (1995) beobachtete Höheneffekte innerhalb von Niederschlagwasser (0,16 ‰ pro 100 Höhenmeter).

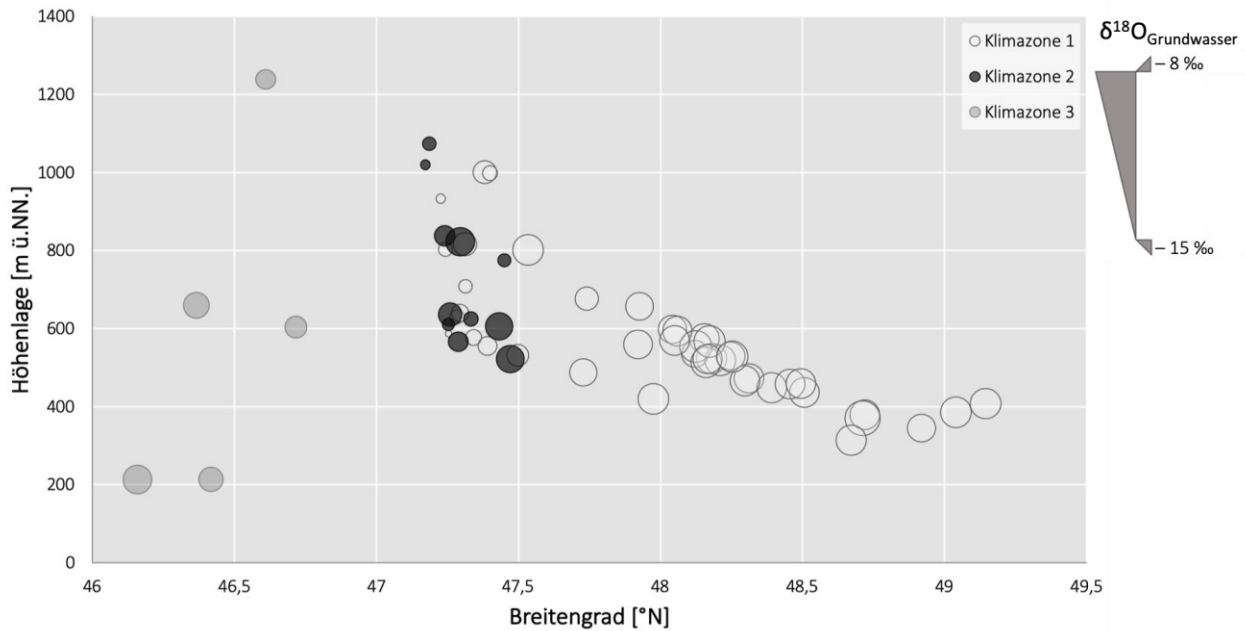


Abbildung 80 Lage der Fundorte der Grundwasserproben entlang des Breitengrades und deren Höhenlage über Normalnull. Die Höhe des $\delta^{18}\text{O}_{\text{Grundwasser}}$ -Wertes ist in der Größe der Markierungspunkte gegeben.

Die durchgeführte multiple lineare Regressionsanalyse der $\delta^{18}\text{O}_{\text{Grundwasser}}$ -Werte zeigt, dass der innerhalb von Klimazone 1 sichtbare Höheneffekt nicht nur auf die Höhenlage zurückzuführen ist, sondern ebenso auf weitere Effekte entlang des **Breitengrads**, welcher wiederum mit der Höhenlage signifikant korreliert. Daher kann der relativ hohe sichtbare Höheneffekt in der untersuchten Region vermutlich auf die hier ebenfalls wirkenden Effekte des Breitengrads zurückgeführt werden, welche den Gradienteneffekt verstärken. In Abbildung 80 ist ersichtlich, dass sowohl von Süden nach Norden in Richtung Klimazone 2 gehend als auch von Norden nach Süden in Richtung der inneralpinen Zone laufend, eine Abnahme an ^{18}O -Isotopen zu beobachten ist. Dieser lineare Zusammenhang ist in den Klimazonen 1 und 3 signifikant, wobei innerhalb der ersten die $\delta^{18}\text{O}_{\text{Grundwasser}}$ -Werte mit dem Breitengrad zunehmen und innerhalb der letzten abnehmen. Von beiden Richtungen (Norden und Süden) ausgehend wächst der zurückgelegte Weg der wassertragenden Luftmassen in Richtung des Alpeninnenraums. Dies führt gemäß des Kontinentaleffekts zu einer Reduktion des $\delta^{18}\text{O}$ -Regenwasserwertes, da die schweren ^{18}O -Isotope bevorzugt in die flüssige Phase übergehen und somit frühzeitig ausfallen. Dies führt zu einer sukzessiven Anreicherung von ^{16}O -Isotopen im Niederschlag. Hinzu kommt, dass die Jahresdurchschnittstemperatur von beiden Richtungen ausgehend in das Alpeninnere hin abfällt (siehe Abbildung 81). Die niedrigeren Temperaturen innerhalb der Alpen führen zusätzlich zu einer Reduktion der ^{18}O -Isotope innerhalb des Niederschlags (siehe auch „Breitengrad-effekt“). Diese beiden Effekte verursachen so die Abnahme des $\delta^{18}\text{O}$ -Wertes des Grundwassers in Richtung des inneralpinen Alpenraums.

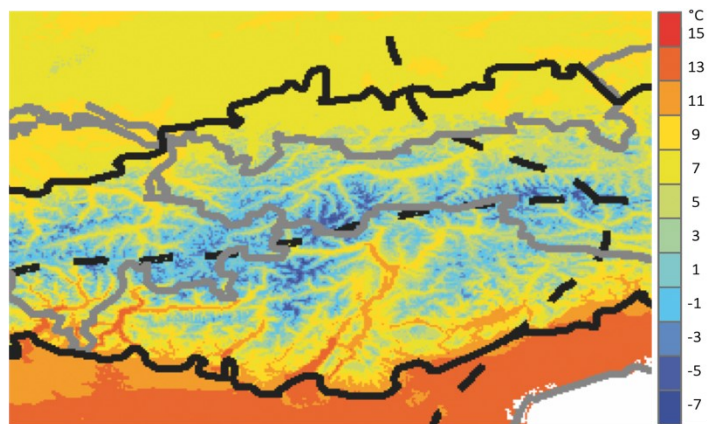
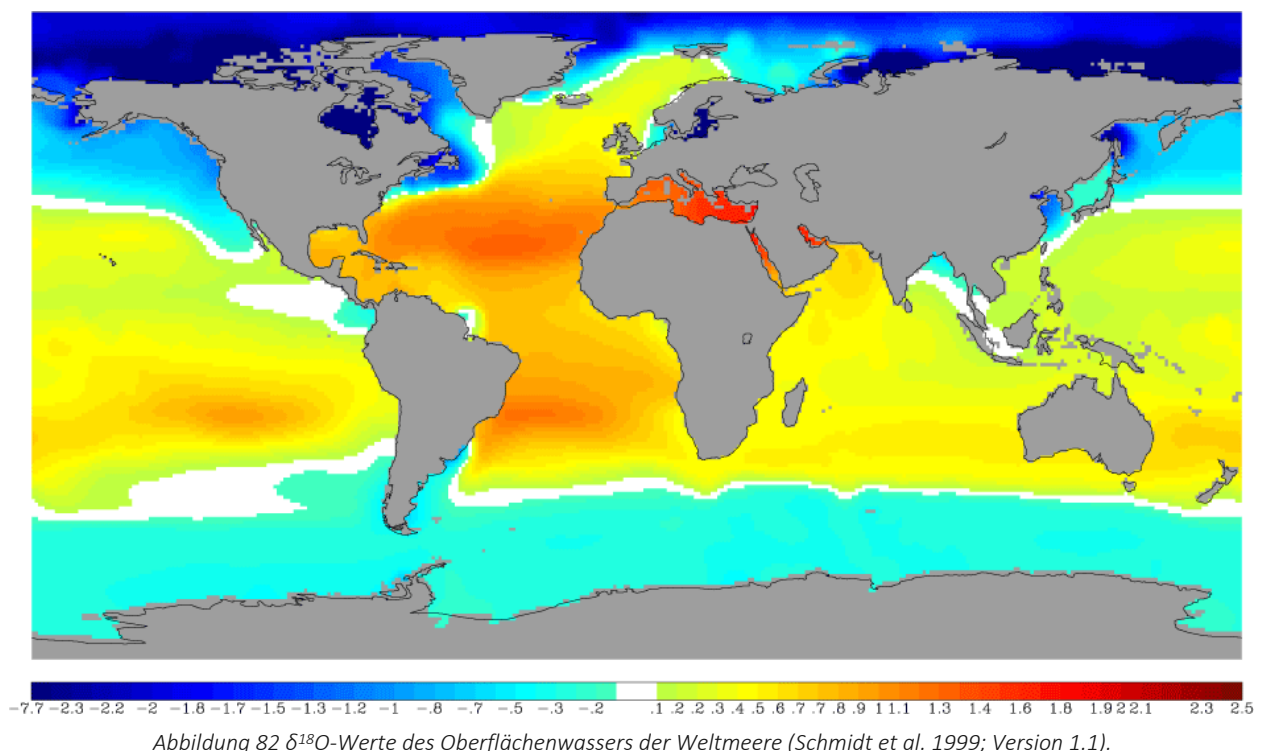


Abbildung 81 Jahresmitteldurchschnittstemperatur des untersuchten Alpenabschnittes von 1961 bis 1990 (EEA 2009).

Die Korrelation des $\delta^{18}\text{O}_{\text{Grundwasser}}$ -Wertes mit dem Breitengrad ist innerhalb der Klimazonen 1 und 3 dabei so stark, dass in beiden Fällen eine Regressionsgerade erstellt werden konnte, welche mit Bestimmtheitsmaßen von über 60 % eine recht genaue Bestimmung des $\delta^{18}\text{O}_{\text{Grundwasser}}$ -Wertes anhand des Breitengrades zulässt. Innerhalb von Klimazone 2 im Inneralpinraum ist hingegen keine Korrelation mit dem Breitengrad sichtbar. Dies ist einerseits vermutlich durch die beiden gegenläufigen Effekte von Klimazone 1 und 3 bedingt und andererseits auf das hochkomplexe Klima, Pseudo-Höheneffekte und ähnliches zurückzuführen, wodurch der $\delta^{18}\text{O}_{\text{Grundwasser}}$ -Wert innerhalb von Klimazone 2 nicht vorhersagbar ist.

Betrachtet man zudem die in Abbildung 80 sichtbaren Unterschiede zwischen den nördlichsten Fundorten aus Klimazone 1 und den südlichsten Fundorten der Klimazone 3, so fällt auf, dass die $\delta^{18}\text{O}$ -Werte der Grundwasserproben trotz vergleichbarer Höhenlage in Klimazone 1 höher sind. Dies kann einerseits auf die bereits besprochenen $\delta^{18}\text{O}$ -Wert-reduzierenden Effekte auf der Luvseite von Gebirgen zurückgeführt werden. Die italienischen Fundorte in Klimazone 3 liegen innerhalb der Alpen, im Gegensatz zu den voralpinen Fundorten Deutschlands in Klimazone 1, sodass die regentragenden Luftmassen bereits über Gebirgsketten hinweg gezogen sind. Grundsätzlich sind innerhalb der Klimazone 3 jedoch höhere $\delta^{18}\text{O}$ -Werte zu erwarten, da die Strecke zur Küste geringer ist als in Klimazone 1 und auch die Lufttemperaturen in Italien grundsätzlich höher sind als in Deutschland (siehe Abbildung 81). Andererseits ist zu beachten, dass die **regentragenden Luftmassen** der beiden Klimazonen aus unterschiedlichen Regionen stammen, weshalb der Datensatz aufgetrennt wurde. Durch Unterschiede in der Salinität (McConnell et al. 2009), der Wassertemperatur (Humer et al. 1995) sowie dem erhöhten Einfluss von Evaporation und Flusswasser im Mittelmeer im Vergleich zum Atlantik (Gat 2010), besitzt dessen Oberflächenwasser einen höheren $\delta^{18}\text{O}$ -Wert (siehe Abbildung 82). Dies führt dazu, dass aus dem Mittelmeer stammende Regenwassermassen einen deutlich erhöhten $\delta^{18}\text{O}$ -Wert besitzen (LeGrande und Schmidt 2006). Der durch die Fraktionierungseffekte entstandene Unterschied zwischen den Regenmassen des südlichen italienischen Voralpenlandes und den in Klimazone 3 liegenden Fundorten sollte demzufolge deutlich größer sein als der beobachtete Unterschied zu den Fundorten innerhalb des nördlichen Alpenvorlands, weshalb diese nicht miteinander verglichen werden dürfen.



C 1.2 Abhängigkeiten der $\delta^{18}\text{O}_{\alpha\text{-Zellulose}}$ -Werte

Trotz der Tatsache, dass Grundwasser und Regenwasser die **Wasserquellen** einer Pflanze darstellen und der $\delta^{18}\text{O}$ -Wert von Pflanzengeweben als Referenz für das Klima herangezogen wird, weisen die in dieser Studie gewonnenen α -Zellulose- $\delta^{18}\text{O}$ -Werte keine signifikante lineare Korrelation mit einer der beiden Wassertypen auf. Dies ist ein Hinweis darauf, dass der $\delta^{18}\text{O}$ -Wert in der Pflanze durch mehrere Faktoren so stark beeinflusst wird, dass dieser keinen einfachen linearen Zusammenhang mehr mit dem Ausgangswert der Wasserquelle aufweist. Hierfür scheinen die klimatischen Einflussfaktoren der unterschiedlichen Fundorte einen zu großen Einfluss zu nehmen. Diese Einflussfaktoren können sich von Fundort zu Fundort signifikant unterscheiden.

Auch eine Korrelation mit dem **Längen-** und **Breitengrad** sowie der **Höhenlage** ist in diesem Datenset nicht signifikant nachweisbar. Da jedoch sowohl Grundwasser als auch der OIPC-Wert mit diesen signifikante Korrelationen aufweisen, wäre eine Korrelation der $\delta^{18}\text{O}_{\alpha\text{-Zellulose}}$ -Werte somit ebenfalls möglich gewesen. Dies scheint jedoch nicht der Fall zu sein. Die Effekte, welche Einfluss auf den $\delta^{18}\text{O}$ -Wert der Pflanzen nehmen, scheinen daher nicht eindeutig mit den untersuchten Fundortparametern zu korrelieren. Zwar gibt es, wie bereits von Göhring et al. (2015) beschrieben, einen Trend innerhalb der Datenpunkte aus Klimazone 3, wobei an diesen Fundorten hohe $\delta^{18}\text{O}_{\alpha\text{-Zellulose}}$ -Werte in hohen Höhenlagen auftreten, doch zeigt Abbildung 83 deutlich, dass dies bezüglich des gesamten Datensets und auch innerhalb der anderen beiden Klimazonen nicht der Fall ist. Obwohl die Klimazonen 1 und 2 wesentlich mehr Datenpunkte aufweisen. Das Vorhandensein eines Höheneffekts würde einen direkten einfachen Zusammenhang zwischen dem $\delta^{18}\text{O}$ -Wert der α -Zellulose und der pflanzlichen Wasserquelle voraussetzen, welche selbst einen Höheneffekt aufweisen müsste. Da das Verhalten dieser beiden Werte zueinander jedoch komplex ist und durch klimatische Standortfaktoren, wie beispielsweise durch die relative Luftfeuchtigkeit, kontrolliert wird, welche in dieser Studie nicht mit in die Analyse einbezogen wurden, ist das Ausmaß der Höheneffekts hier nicht nachweisbar.

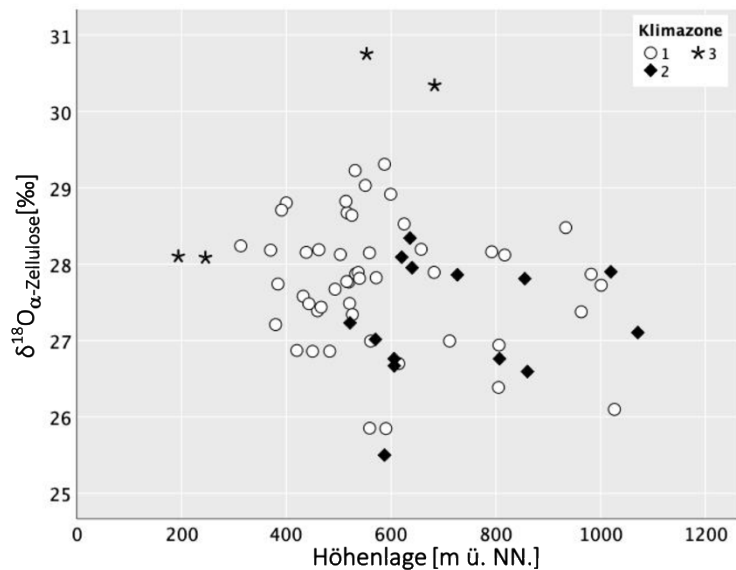


Abbildung 83 Verhalten der $\delta^{18}\text{O}_{\alpha\text{-Zellulose}}$ -Werte gegenüber der Höhenlage.

Auch die **Differenz** der α -Zellulose-Proben zu den beiden Wassertypen **Grundwasser** und meteorisches Regenwasser (**OIPC**) wurde untersucht. Dabei sind die α -Zellulose-Proben um 7,35 ‰ bis 16,21 ‰ stärker an ^{18}O -Isotopen angereichert als die Fraktionierung während des Atomaustauschs zwischen Carbonylgruppen und Pflanzenwasser verursacht. Diese Differenz zeigt, dass der $\delta^{18}\text{O}$ -Wert des Pflanzenwassers durch zusätzliches Fraktionierungsgeschehen beeinflusst wird. Eine mögliche signifikante Rolle bei der Fraktionierung spielt hier das während der Transpiration an der Blattoberfläche auftretende bevorzugte Verdunsten der leichteren ^{16}O -Isotope. Wie in der Einleitung (Kapitel IC 3.3.2) erklärt wurde, kann dieser Fraktionierungseffekt zu einer Erhöhung des $\delta^{18}\text{O}$ -Wertes des Blattwassers von 5 bis 25 ‰ führen. Durch den Péclet-Effekt kommt es dabei zu einer einhergehenden Anreicherung des $\delta^{18}\text{O}$ -Wertes innerhalb des Xylemwassers. Dies alles führt dazu, dass in der Pflanze synthetisierte Kohlenhydrate sowohl am Ort ihrer Assimilation (Blattwasser) als auch am Ort des weiteren Molekülbbaus

(z. B. im Holzgewebe) mit Pflanzenwasser, welches gegenüber der pflanzlichen Wasserquelle an ^{18}O -Atomen angereichert ist, in Sauerstoffaustausch stehen. Das Ausmaß des Fraktionierungseffekts der Transpiration ist von Umweltfaktoren, wie der relativen Luftfeuchtigkeit und der Umgebungstemperatur, abhängig. Auch pflanzenphysiologische Parameter beeinflussen den absoluten Fraktionierungseffekt, weshalb es zwischen verschiedenen Individuen und Pflanzenarten zu Unterschieden kommen kann. Diese Faktoren wurden im Rahmen dieser Arbeit nicht untersucht und konnten demnach nicht in die Analyse des Verhaltens des $\delta^{18}\text{O}$ -Wertes der α -Zellulose-Proben miteinbezogen werden. Da solche Umweltfaktoren den $\delta^{18}\text{O}$ -Wert des Pflanzenwassers signifikant von dem Wert der Wasserquelle abändern, ist es nicht unerwartet, dass kein direkter Bezug zwischen dem $\delta^{18}\text{O}$ -Wert der α -Zellulose-Proben und der beiden Wasserquellen Grundwasser und Regenwasser nachzuweisen ist. Die Differenz des Pflanzenwassers (α -Zellulose-Wert minus 27 ‰) befindet sich innerhalb des Bereichs des erwarteten Fraktionierungseffekts, welcher während der Transpiration auftreten kann. Dieser Effekt scheint daher eine plausible Erklärung für die beobachteten α -Zellulose-Werte zu sein. Die signifikante lineare Korrelation zwischen dem $\Delta_{\text{Grundwasser-}\alpha\text{-Zellulose}}$ -Wert und dem $\Delta_{\text{OIPC-}\alpha\text{-Zellulose}}$ -Wert weist zudem darauf hin, dass die Fraktionierungseffekte, welche die Differenz zwischen den Wasserwerten verursacht, zumindest zum Teil auf die gleichen Faktoren zurückgeführt werden können. Der signifikante Unterschied, welcher zwischen den verschiedenen Klimazonen in den $\Delta_{\text{Grundwasser-}\alpha\text{-Zellulose}}$ -Werten zu sehen ist, jedoch nicht in den $\Delta_{\text{OIPC-}\alpha\text{-Zellulose}}$ -Werten, zeigt jedoch, dass sich die einflussnehmenden Faktoren innerhalb der Klimazonen unterscheiden, was möglicherweise auch auf unterschiedlich große Beitragsmengen der beiden Wasserquellen am pflanzlichen Wasserpool entsprechend des Längen- und Breitengrades sowie der Höhenlage in den untersuchten Regionen verursacht wird.

C 2 Vorhersagbarkeit der lokalen $\delta^{18}\text{O}$ -Säugetierspanne

Die Analyse der herangezogenen Phosphatdaten des archäologischen Datensatzes zeigt, dass vor allem der $\delta^{18}\text{O}_{\text{Grundwasser}}$ -Wert, aber auch der $\delta^{18}\text{O}$ -Wert der α -Zellulose-Proben im Falle der Rothirsche für eine Vorhersage der lokalen $\delta^{18}\text{O}_{\text{Phosphat}}$ -Spannen geeignet sind und für eine solche herangezogen werden können.

Zusätzlich existiert innerhalb des Säugetierdatensatzes ein signifikanter **Höheneffekt**, wie es bereits an dem damals noch unvollständigem Datensatz von Mayr et al. (2016) festgestellt wurde. Innerhalb der untersuchten Region kann daher auch die Höhenlage allein für eine Schätzung des ortstypischen $\delta^{18}\text{O}$ -Wertes verwendet werden. Im Gegensatz zu den Zusammenhängen der Phosphatproben mit den α -Zellulose- und Grundwasserdaten besteht hinsichtlich des Zusammenhangs zwischen den $\delta^{18}\text{O}_{\text{Phosphat}}$ -Werten und der Höhenlage allerdings mit hoher Wahrscheinlichkeit eine Variation in dem Ausmaß des Höheneffekts je nach Klimazone. Dies ist auf die Herkunft des Höheneffekts in den Phosphatproben zurückzuführen, welcher auf den Höheneffekten von Grundwasser und Regenwasser beruht. Da deren Ausprägungen selbst wiederum je nach Klimazone unterschiedlich stark ausfallen, war dieser Zusammenhang demnach auch innerhalb des Säugetierdatensatzes zu erwarten. Bei dem Heranziehen der $\delta^{18}\text{O}$ -Werte von Grundwasserproben bzw. Vegetationsproben sollten hingegen keine weiteren für die jeweilige Klimazone charakteristischen Effekte einen signifikanten Einfluss auf den $\delta^{18}\text{O}$ -Wert der Tierknochen nehmen. Eine solche Herangehensweise ist demnach von der Klimazone unabhängig und sollte bevorzugt werden.

Dass Differenzen zwischen Grundwasser und OIPC-Wert existieren, wurde bereits beschrieben (siehe Kapitel VC 1.1.1). Doch stellt sich die Frage, welcher der beiden Werte besser für die Bestimmung der lokalen $\delta^{18}\text{O}$ -Signatur geeignet ist. Folglich ist auch zu überlegen, ob sich die Kosten und der einhergehende Zeitaufwand bei der Messung des tatsächlichen Grundwasserwertes lohnen.

Die nachgewiesenen signifikanten Korrelationen zwischen dem $\delta^{18}\text{O}_{\text{Grundwasser}}$ -Wert und den $\delta^{18}\text{O}_{\text{Phosphat}}$ -Werten der verschiedenen Tierspezies sowie dem $\delta^{18}\text{O}_{\text{Trinkwasser}}$ -Wert und auch das Abhandensein dieser Korrelation zwischen den $\delta^{18}\text{O}_{\text{Phosphat}}$ -Werten des Rothirsch- und Schweinedatensatzes und dem $\delta^{18}\text{O}_{\text{OIPC}}$ -Wert, weisen darauf hin, dass die geläufige Verwendung des OIPC-Wertes als Richtlinie für die lokal zu erwartende Sauerstoffisotopie zumindest in dieser Region nicht zu empfehlen ist.

Lediglich innerhalb des Rinderphosphatdatensatzes und erst durch die Umrechnung in den **Trinkwasserwert** auch innerhalb des archäologischen Gesamtdatensatzes, besteht eine signifikante Beziehung mit dem OIPC-Wert. Die Umrechnung des $\delta^{18}\text{O}_{\text{Phosphat}}$ -Wertes eines Säugetieres in den $\delta^{18}\text{O}$ -Wert des getrunkenen Wassers der Individuen wird normalerweise durchgeführt, um die so gewonnenen (Trink-)Wasserwerte der Säugetiere mit den $\delta^{18}\text{O}$ -Werten lokaler Wasserquellen abgleichen und somit die Ortsstämmigkeit der Tiere nachweisen bzw. verwerfen zu können. Diese Umrechnung ist notwendig, da es durch körperinterne Fraktionierungsprozesse zu speziesspezifischen Änderungen der Sauerstoffisotopenzusammensetzung kommt, wodurch die $\delta^{18}\text{O}$ -Werte der beiden Materialien nicht mehr eins zu eins miteinander verglichen werden können. Die Mediane der berechneten Trinkwasserwerte weichen allerdings in 33 % bzw. 43 % der Fundorte um mehr als 1 ‰ von den $\delta^{18}\text{O}$ -Werten der Grundwasserproben und des OIPCs ab. Die Werte der beiden Proben sollten daher nicht als lokale Referenz direkt herangezogen werden. Eine relativ genaue Bestimmung der lokalen „Trinkwasserspanne“ kann anhand einer multiplen Regressionsfunktion unter Heranziehen des lokalen Vegetationswertes, der Höhenlage und des Breitengrades berechnet werden. Die Werte der beiden lokalen Wassertypen spielen hierbei seltsamerweise keine signifikante Rolle. Durch diese Vorgehensweise wurde lediglich an einem von 30 Fundorten ein modellierter lokaler Trinkwasserwert kalkuliert, der weiter als 1 ‰ von dem Median der

archäologischen Daten entfernt liegt. Somit kommen die modellierten lokalen Trinkwasserwerte deutlich näher an die Mediane der Trinkwasserwerte als die $\delta^{18}\text{O}$ -Werte der zwei untersuchten Wassertypen. Da durch die Umrechnung in den Trinkwasserwert anhand der inversen Regressionsformeln jedoch nicht vernachlässigbare und gravierende Ungenauigkeiten entstehen (siehe Pollard et al. 2011), sollten diese nur unter äußerster Vorsicht verwendet werden.

Betrachtet man die reinen Phosphatdaten der drei untersuchten Tierspezies (Menschendaten waren lediglich an einem Fundort verfügbar und konnten daher für eine Regressionsanalyse nicht herangezogen werden), so sind innerhalb dieser Datensätze signifikante lineare Korrelationen mit den $\delta^{18}\text{O}$ -Werten der Grundwasserproben sichtbar. Die erstellten **speziesspezifischen Grundwasserregressionsfunktionen** führen sowohl innerhalb des Schweinedatensatzes als auch innerhalb der Rothirschdatensatzes zu sehr präzisen $\delta^{18}\text{O}_{\text{Phosphat}}$ -Vorhersagen, welche für die Bestimmung der jeweiligen ortstypischen Sauerstoffsignatur verwendet werden können. Der OIPC-Wert besitzt hingegen in beiden Fällen keinen signifikanten Zusammenhang mit den Phosphatwerten von Rothirsch und Schwein. Auch für lokale Rinder können ortstypische Phosphatwerte anhand des $\delta^{18}\text{O}_{\text{Grundwasser}}$ -Wertes bestimmt werden, wenn auch mit etwas geringerer Genauigkeit.

Ein weiterer Aspekt, welcher für die Verwendung von **Grundwasserproben** spricht, ist die Ortspezifität der Grundwasserproben. Grundwasserproben liefern im Vergleich zu dem OIPC-Wert, bei welchem es sich lediglich um einen Proxy lokaler $\delta^{18}\text{O}_{\text{Regenwasser}}$ -Werte handelt, deutlich genauere $\delta^{18}\text{O}$ -Werte und stellen zudem stets eine potenzielle Trinkwasserquelle für lokale Tiere dar. Der $\delta^{18}\text{O}$ -Wert lokalen Regenwassers muss hingegen nicht zwingend in lokalen Oberflächengewässern wiedergefunden werden. Gerade in Gebirgsregionen mit vielen Hangbächen ist dies oft nicht der Fall. Hinzu kommt, dass sich der $\delta^{18}\text{O}$ -Wert lokalen Regenwassers deutlich schneller ändert und größeren Schwankungen unterliegt als Grundwasser, weshalb es eine zeitaufwendige Angelegenheit ist Regenwasser zu messen und hieraus einen mengengewichteten Mittelwert zu bilden. Gerade bei der Arbeit mit archäologischem Material ist die heutzutage sichtbare Schwankung innerhalb lokaler Niederschläge kaum von analytischer Bedeutung und wird somit dem Aufwand in den meisten Fällen nicht gerecht. Der untersuchte Datensatz gibt zudem Hinweise darauf, dass der in den letzten Jahrzehnten beobachtete Klimawandel zu einer Änderung des meteorischen $\delta^{18}\text{O}$ -Wertes geführt hat. Dies erschwert die Anwendung von modernen Wasserproben in archäologischen Studien. Zwar kann eine ungefähre Rückrechnung des $\delta^{18}\text{O}$ -Wertes anhand eines Einbezugs der Temperaturdifferenz zwischen dem untersuchten Zeitalter und dem aktuellen Klima durchgeführt werden, doch ist dies ebenfalls sehr ungenau und kalkuliert nur den reinen Unterschied in der Jahresmittelwerttemperatur ein, jedoch keine außerhalb der untersuchten Lokalität aufgetretenen Änderungen, welche ebenfalls den lokalen $\delta^{18}\text{O}$ -Wert beeinflussen haben könnten. Je nachdem wie alt ein Grundwasser ist, weist dieses geringere und deutlich langsamer erfolgende Schwankungen über einen längeren Zeitraum hinweg auf. Dementsprechend ist Grundwasser als analysierter Wassertyp für archäologische Studien besser geeignet. Eine Änderung des $\delta^{18}\text{O}$ -Wertes über den untersuchten Zeitrahmen kann allerdings auch hier nicht ausgeschlossen werden und ist eine der Schwachstellen in der Arbeit mit Sauerstoffisotopen in der Anthropologie, da diese keine Klimarekonstruktionen über die letzten Jahrzehnte untersucht, sondern anhand moderner Proben Referenzwerte für über tausend Jahre alte Funde sucht.

Interessant wäre hier eine Untersuchung der archäologischen Säugetierdaten auf mögliche klimatisch und **zeitlich bedingte Änderungen** in den lokalen $\delta^{18}\text{O}_{\text{Phosphat}}$ -Signaturen. Zwar sind die Stichprobengrößen oftmals sehr klein, sodass die tatsächliche Verteilung der $\delta^{18}\text{O}$ -Signatur innerhalb der untersuchten Populationen der verschiedenen Zeitalter nicht bekannt ist, doch weisen die Sauerstoffsignaturen relativ breit gefächerte $\delta^{18}\text{O}_{\text{Phosphat}}$ -Werte auf, welche möglicherweise durch klimatische Änderungen verursacht wurden. Gerade in der Arbeit mit menschlichen Skelettfunden spielt die untersuchte Zeit jedoch eine große Rolle, da die $\delta^{18}\text{O}$ -Werte stark kulturell beeinflusst werden können. Die Manipulation von Trinkwasser und Nahrung durch beispielsweise das Abkochen zum Abtöten von Keimen in Trinkwasser oder dem Bekömmlichermachen der Speisen sowie der Typ des verwendeten Trinkwassers können hierbei sehr unterschiedlich sein. Hinzu kommt, dass auch das Ausmaß ausgeführter Aktivitäten einen Einfluss auf die körperinterne Fraktionierung der Sauerstoffisotope nimmt. Diese kulturellen Unterschiede sind auch in den Sauerstoffisotopen von domestiziertem Vieh zusehen, wobei diese in Abhängigkeit vom Ort der Viehhaltung und von der Art und Weise der Fütterung durchaus variieren können. Eine Untersuchung der Ausmaße solcher zeitlich und kulturell bedingter Änderungen in den $\delta^{18}\text{O}_{\text{Phosphat}}$ -Werten lokaler Säugetiere könnte für eine bessere Einschätzung der Variabilität und eine mögliche Erhöhung der Präzision lokaler Sauerstoffsignaturen hilfreich sein.

Da Grundwasser klimatisch bedingte $\delta^{18}\text{O}$ -Änderungen zu einem gewissen Grad ausgleicht, einem realen Wert entspricht und sowohl für Mensch als auch für Tiere eine Trinkwasserquelle darstellt, ist die Verwendung von Grundwasserwerten für eine Bestimmung der Sauerstoffsignatur lokaler Säugetiere empfehlenswert. Durch eine Vorhersage der lokalen Grundwasserwerte könnten eventuell auch die Kosten für die Messung der ortstypischen $\delta^{18}\text{O}_{\text{Grundwasser}}$ -Werte wegfallen. Die in dieser Studie gewonnenen Daten weisen darauf hin, dass ortstypische $\delta^{18}\text{O}_{\text{Grundwasser}}$ -Werte zumindest innerhalb der untersuchten Klimazonen 1 und 3 relativ zuverlässig anhand des Breitengrades und in Klimazone 1 zusätzlich mittels der Höhenlage vorhergesagt werden können. Inwiefern diese **klimazonenspezifischen Regressionen** einen möglichen Ersatz für den OIPC-Wert darstellen könnten, sollte allerdings an einem erweiterten Datensatz überprüft werden. Zudem ist zu beachten, dass die Zusammenhänge möglicherweise nicht so plausibel sind wie sie erscheinen und auf den $\delta^{18}\text{O}_{\text{Grundwasser}}$ -Wert einflussnehmende Faktoren, wie beispielsweise die Größe der Aquifere, die Auffüllmengen und -zyklen, die Vielfalt der wasserspeisenden Quellen und Interaktionen mit Bodenkomponenten sowie die Variation innerhalb eines Grundwasserkörpers nicht berücksichtigt wurden und lediglich bestehende Zusammenhänge zwischen den Sauerstoffisotopensignaturen der Grundwasserproben und den gegebenen Fundortinformationen untersucht wurden. Unabhängig von der Genauigkeit eines Modells sollten außerdem stets reale Messwerte gegenüber Proxydaten bevorzugt werden, da in solch komplexen Systemen immer Annahmen berücksichtigt werden müssen, welche nicht immer dem aktuellen Ist-Zustand entsprechen. Die in dieser Studie gemessenen $\delta^{18}\text{O}_{\text{Grundwasser}}$ -Werte können allerdings zumindest für eine Kartierung der $\delta^{18}\text{O}$ -Werte von Grundwässern im transalpinen Raum verwendet werden und als Referenzwerte herangezogen werden.

Die bestehenden signifikanten Korrelation der $\delta^{18}\text{O}_{\text{Phosphat}}$ -Werte der untersuchten archäologischen Säugetiere mit den lokalen $\delta^{18}\text{O}_{\text{Grundwasser}}$ -Werten implizieren, dass das lokale Grundwasser einen wesentlichen Beitrag zum Körperwasser der Säugetiere beigetragen hat. Welche Auswirkungen auf den $\delta^{18}\text{O}_{\text{Phosphat}}$ -Wert bestehen jedoch, wenn lokales Grundwasser nicht die **Haupttrinkwasserquelle** eines Säugetieres darstellt?

Wie dieser Datensatz zeigt, kann der $\delta^{18}\text{O}$ -Wert eines Grundwassers um weniger als 1 ‰ aber auch bis zu über 5 ‰ von dem Wert des Regenwassers abweichen, wodurch je nach Trinkwasserquelle der $\delta^{18}\text{O}$ -Wert des Säugetieres stark variieren kann. Ein möglicher Grund für das Vorhandensein eines signifikan-

ten linearen Zusammenhangs zwischen dem Rinderdatensatz und den OIPC-Werten ist die Zusammensetzung des Trinkwassers der Tiere. Die Daten dieser Arbeit wiesen auf sehr viel Regenwasser innerhalb des Trinkwassers der Rinder hin, in den anderen beiden Spezies jedoch auf größtenteils grundwasser- gespeiste Wasserkörper. Da Rinder täglich mehrmals größere Mengen Wasser zu sich nehmen müssen, ist eine dauerhaft zugängliche und ausreichend große Trinkwasserquelle auf der Weidefläche unabdingbar (Schrader et al. 2006). Hinzu kommt, dass Rinder dazu neigen unter anderem auch trockenes Pflanzenmaterial zu sich zu nehmen (Hafez 1975), wodurch der $\delta^{18}\text{O}$ -Wert des Trinkwassers in Rindern im Vergleich zu deren Nahrungswasser ausschlaggebender ist, als beispielsweise in Hirschen, deren Wasserbedarf oftmals hauptsächlich durch Blattwasser oder das Fressen von Rinde gedeckt wird (Cormie et al. 1994; Luz et al. 1990; Mitchell et al. 1977; Rue 1978). Da selbst innerhalb des Rinderdatensatzes auch der Grundwasserwert einen signifikanten linearen Zusammenhang aufweist und auch signifikante Regressionslinien erstellt werden können, kann selbst hier nicht ohne Weiteres der OIPC-Wert als der bessere bzw. genauere Proxy angesehen werden.

Die innerhalb des Rinderdatensatzes bestehende Abhängigkeit des $\delta^{18}\text{O}_{\text{Phosphat}}$ -Wertes von den Regenwasserwerten scheint den Zusammenhang zwischen den Phosphatdaten und dem Grundwasserwert zu schwächen. Während die Regression der ortstypischen Phosphatwerte von Rothirsch und Schwein mit dem Grundwasser ungefähr doppelt so hohe Bestimmtheitsmaße besitzen als die der Rinderdaten, besitzen die Rinder als einzige der untersuchten Tierspezies mit der **Höhenlagenregression** eine bessere Datenübereinstimmung als mit der Grundwasserregression. Da der meteorische $\delta^{18}\text{O}$ -Wert, welcher den Rinderphosphatdatensatz eindeutig zu beeinflussen scheint, ebenfalls von der Höhenlage abhängt (signifikante lineare Zusammenhänge sind zumindest in den Klimazonen 1 und 3 nachweisbar), scheint die Höhenlage im Fall dieser Spezies der zu bevorzugende Proxyfaktor in der Bestimmung der ortstypischen Sauerstoffsignatur zu sein. Dabei wirkt sich die Höhenlage innerhalb des Rinderdatensatzes auch leicht stärker auf deren Phosphatdaten aus als auf die Phosphatdaten von Rothirsch und Schwein. Der $\delta^{18}\text{O}$ -Wert der Rinder sinkt um 0,3 ‰ bei einem Anstieg um 100 Höhenmeter. In den anderen beiden Tierspezies sind es lediglich 0,2 ‰. Dies ist unter anderem möglicherweise auf die innerhalb der Europäischen Alpen gängige Haltungsform des Rindes – der Transhumanz – zurückzuführen, bei welcher Rinder über die Sommermonate auf entfernt und meist höher gelegene Bergweiden getrieben werden. Durch diese Bergweidewirtschaft halten sich Rinder daher oftmals über mehrere Monate im Jahr in höheren Lagen als die Siedlungen auf, wodurch der bei diesen stärker wirkende Höheneffekt und der schwächere Zusammenhang mit dem lokalen Grundwasser erklärt werden könnte. Im Gegensatz zu den Rindern werden Schweine meist eher lokal und in der Nähe der Siedlung gehalten (Bennecke 1994; Gregg 1988), wodurch die Lage des Aufenthaltsortes der Tiere in etwa mit dem der Siedlung übereinstimmen sollte. Der Schweinedatensatz weist ein geringeres Bestimmtheitsmaß mit der Höhenregression als mit der Grundwasserregression auf, was vermutlich auf den nicht immer bestehenden linearen Zusammenhang des Grundwassers mit der Höhenlage zurückzuführen ist. Die Rothirschdaten weisen, wie die Schweinedaten, eine Reduktion des $\delta^{18}\text{O}_{\text{Phosphat}}$ -Wertes um 0,2 ‰ pro 100 Höhenmeter auf. Zwar besitzen Rothirsche relativ große Reviere (> 100 ha; Putman und Flueck 2011) und migrieren partiell saisonal (Albon und Langvatn 1992; Luccarini et al. 2006), doch scheinen sich die Höhenlagen der Aufenthaltsorte auf die Höhen der Siedlungen zu mitteln, wodurch diese dieselbe Höheneffektmagnitude aufweisen wie die Schweine und im Vergleich zu den Rinderdaten keinen ortsuntypischen Höheneffekt aufweisen. Die leicht kleineren Bestimmtheitsmaße der Grundwasser- und Höhenregression innerhalb des Schweinedatensatzes im Vergleich zu den Rothirschdaten ist möglicherweise auf die omnivore Lebensweise des Schweines zurückzuführen, durch welche dieses ein breiteres Nahrungsspektrum und somit diversere $\delta^{18}\text{O}$ -Werte in ihren Sauerstoffquellen besitzt als der Rothirsch.

Neben den signifikanten Korrelationen mit den Grundwasserdaten und der Höhenlage konnte innerhalb des Trinkwasserdatensatzes und der Phosphatwerte der Rothirsche auch ein signifikanter Zusammenhang mit den Pflanzenwerten nachgewiesen werden. Da die α -Zellulose-Daten selbst keinen linearen Zusammenhang mit den beiden untersuchten Wassertypen aufweisen, ist diese Abhängigkeit vermutlich auf das mit der Nahrung aufgenommene Pflanzenwasser zurückzuführen und deutet auf einen hohen Anteil an nahrungsgebundenem Wasser im Körperwasser von Rothirschen hin. Wie oben bereits erwähnt, decken Rothirsche einen Großteil ihres Wasserbedarfs über ihre Nahrung, wodurch deren $\delta^{18}\text{O}_{\text{Phosphat}}$ -Werte eine größere Abhängigkeit von den Pflanzenwerten aufweisen. Neben Blattwasser wird zudem vermutet, dass Rothirsche gezielt Rinde als besonders wasserreiche Nahrungsquelle verzehren (Mitchell et al. 1977). Gerade das Fressen von Rinde und kleinen Ästen könnte hierbei für einen verstärkten Zusammenhang zwischen den $\delta^{18}\text{O}_{\text{Phosphat}}$ -Werten der Rothirsche und der α -Zellulose der untersuchten Holzproben verantwortlich sein. Blattwasser kann hingegen bekanntermaßen ein signifikant stärker an ^{18}O -Isotopen angereichertes Isotopenverhältnis besitzen als Stammxylem, da während der Transpiration an der Blattoberfläche bevorzugt leichte ^{16}O -Isotope das Pflanzengewebe verlassen. Neben der Tatsache, dass eine hohe Aufnahme von Pflanzenbestandteilen den $\delta^{18}\text{O}$ -Wert eines Tieres signifikant beeinflussen kann, ist es auch möglich, dass mithilfe der α -Zellulose-Daten zusätzlich ein indirekter Einbezug der Luftfeuchtigkeit ermöglicht wird. Dies beruht auf der starken Abhängigkeit des pflanzlichen $\delta^{18}\text{O}$ -Wertes von der Luftfeuchtigkeit (Edwards und Fritz 1986). Die relative Luftfeuchtigkeit beeinflusst auch den $\delta^{18}\text{O}$ -Wert von Säugetieren signifikant (Kohn 1996). In Relation zur Luftfeuchtigkeit schwitzen Säugetiere mehr bzw. weniger, passen ihr Trinkverhalten an und Weiteres (Chen et al. 2017). Daher kann der $\delta^{18}\text{O}_{\alpha\text{-Zellulose}}$ -Wert, neben der Tatsache für den $\delta^{18}\text{O}$ -Wert der potenziellen Nahrung zu stehen, auch in Hinsicht auf die Luftfeuchtigkeit einen Proxy für den $\delta^{18}\text{O}$ -Wert eines Säugetieres darstellen. Eine Berechnung des lokal typischen $\delta^{18}\text{O}$ -Wertes in Rothirschen kann unter Einbezug des Grundwasser- und α -Zellulose-Wertes mit einem sehr hohen korrigierten Bestimmtheitsmaß von 0,62 durchgeführt werden. Hierbei kommt es zu einer Übereinstimmung der einzelnen Datenpunkte von 95,12 % (39/41) mit dem kalkulierten lokalen $\delta^{18}\text{O}$ -Wert $\pm 1,5$ ‰.

Die Datensätze von Rind und Schwein weisen hingegen keinen Zusammenhang mit dem Pflanzenwert auf. Dies ist im Fall der Rinder vermutlich auf die große Menge an Trinkwasser zurückzuführen und basiert im Fall der Schweine auf das durch deren Omnivorie deutlich komplexere Nahrungsspektrum. Auch kann es in Bezug auf die Luftfeuchtigkeit zu Unterschieden zwischen offenen Weideflächen und halb geschlossenen Waldrändern kommen. Da die Pflanzenproben meist nicht von Pflanzen in Mitten einer Grasweidefläche stammen, könnte deren Luftfeuchtigkeitssignal eher dem eines Waldrandes entsprechen, wodurch abhängig von der Viehhaltung auch hier ein größerer Zusammenhang zwischen dem Pflanzensignal und dem Rothirschdatensatz im Vergleich zu dem Schweine- und Rinderdatensatz zu erwarten ist.

Neben den Rothirschdaten ist auch innerhalb des Trinkwasserdatensatzes ein signifikant linearer Zusammenhang mit den α -Zellulose-Daten sichtbar. Da die Trinkwasserwerte diesen Zusammenhang besitzen, scheinen die Umrechnungsformeln zu einem gewissen Anteil auch die Veränderung des $\delta^{18}\text{O}$ -Wertes des ausschließlich getrunkenen Wassers hin zu dem des mit der Nahrung aufgenommenen Wassers einzubeziehen.

Ein Problem in der Vergleichbarkeit verschiedener Materialien aus zusätzlich voneinander abweichenden Zeiträumen ist, dass einerseits die Variation des $\delta^{18}\text{O}$ -Wertes innerhalb der einzelnen Materialien meist unbekannt ist und andererseits auch potenzielle Änderungen über die Zeit nicht gut eingeschätzt werden können. Gerade die $\delta^{18}\text{O}$ -Analyse unterschiedlicher Materialien ist besonders empfindlich gegenüber Veränderungen in Zeit und Raum, da diese aufgrund voneinander abweichender Faktoren unterschiedlich stark und in verschiedene Richtungen variieren können. Da weder die **Variation innerhalb der Populationen** noch die lokale Diversität des $\delta^{18}\text{O}$ -Wertes der Umweltmaterialien bekannt sind, ist ein zeitlicher Faktor schwer bestimmbar. Es gibt jedoch viele verschiedene Faktoren, welche den $\delta^{18}\text{O}$ -Wert eines Säugetieres potenziell beeinflussen:

So können beispielsweise Klimaänderungen Auswirkungen auf das lokale $\delta^{18}\text{O}$ -Signal von Säugetieren nehmen. Eine solche zeitliche Komponente kann beispielsweise, durch eine temperaturbedingte Änderung des $\delta^{18}\text{O}$ -Wertes des lokalen Trinkwassers und der pflanzlichen Nahrung, zu einer signifikanten Änderung der $\delta^{18}\text{O}$ -Signatur eines Säugetieres führen. Unterschiede in der Temperatur und der Luftfeuchtigkeit können zudem auch körperinterne Fraktionierungsprozesse beeinflussen. Auch die durchschnittliche Menge des feuchten Niederschlags beeinflusst gegebenenfalls die Verwendung unterschiedlicher Trinkwasserquellen. Solche zeitlichen Faktoren sind retrospektiv schwer einzuschätzen und stellen eine Schwachstelle in der Analyse der Diversität der Sauerstoffisotopie archäologischer Säugetiere dar.

Zudem wird die $\delta^{18}\text{O}$ -Isotopie eines Tieres von verschiedensten Faktoren beeinflusst. Diese Faktoren können wiederum auch innerhalb verschiedener Zeitspannen und Orte sehr inkonstant und unterschiedlich sein und führen somit selbst intraspezifisch zu hohen Variationen innerhalb des $\delta^{18}\text{O}$ -Wertes. Einerseits beeinflusst das Verhältnis von Trinkwasser und Wasser, das in der Nahrung gebunden ist, das $\delta^{18}\text{O}$ -Verhältnis eines Individuums. So weisen beispielsweise Menschen, welche wenig trinken oder viel Fleisch essen, eine deutlich schwächere Beziehung zum $\delta^{18}\text{O}$ -Wert des lokalen Trinkwassers auf (Pietsch et al. 2011; Pietsch und Tütken 2015; Pederzani und Britton 2019).

Andererseits nimmt auch die Ernährungsweise eines Säugetieres Einfluss auf dessen $\delta^{18}\text{O}$ -Signatur. Da eine körperinterne Fraktionierung meist zu einer Anreicherung an schweren Isotopen innerhalb eines Organismus führt, kommt es durch die Aufnahme von tierischen Produkten, sei es nun Fleisch oder Milch, zu einer Aufnahme von einem bereits veränderten Isotopenverhältnis. Dies führt zu dem Trophiestufeneffekt. Dabei treten von einer Trophieebene des Nahrungsnetzes zur nächsten jeweils erhöhte $\delta^{18}\text{O}$ -Werte auf (siehe z. B. Grupe et al. 2015). Karnivore und omnivore Säugetiere besitzen daher von herbivoren Säugetieren abweichende $\delta^{18}\text{O}$ -Signale. Hierbei stehen die Unterschiede innerhalb des Isotopenverhältnisses in Relation zu der Anzahl an tierischen Produkten in der Nahrung. Dies führt in allen Säugetieren zu altersbedingten $\delta^{18}\text{O}$ -Unterschieden, kann im Falle des Menschen und auch in von diesem gehaltenen Vieh allerdings auch zu kulturell bedingten Variationen führen.

Durch das Säugen bzw. Stillen des Nachwuchses und den damit einhergehenden ausschließlichen Verzehr von Muttermilch in Jungtieren und menschlichen Säuglingen kommt es zu einer signifikanten Abweichung des $\delta^{18}\text{O}_{\text{Phosphat}}$ -Werts von der ortstypischen Isotopenspanne, welche als „Stilleffekt“ bezeichnet wird. Milch besitzt durch die metabolische Fraktionierung im Körper des Muttertieres/der Mutter ein mit ^{18}O -Isotopen angereichertes $\delta^{18}\text{O}$ -Signal. Diese Fraktionierung erhöht den $\delta^{18}\text{O}$ -Wert der Muttermilch unabhängig von der Säugetierspezies um circa 0,7 ‰ (Katzenberg 2008; Lin et al. 2003; Roberts et al. 1988; Wright und Schwarcz 1998, 1999).

In Menschen führt die Manipulation von Speisen und Getränken, wie beispielsweise Kochen, Schmoren, Brühen, Brauen und Gärenlassen, zu einer zusätzlichen Abänderung der über Nahrung und Getränke aufgenommenen $\delta^{18}\text{O}$ -Werte von der ursprünglichen Signatur der Rohstoffe (Brettell et al. 2012; Daux et al. 2008; Royer et al. 2017). Abhängig von der ortstypischen Kultur tritt im Menschen demnach eine

erhöhte Variabilität zwischen verschiedenen Orten auf (Lightfoot und O'Connell 2016).

In domestiziertem Vieh können kulturell bedingte Unterschiede in der Viehhaltung auch Parameter wie die Dauer der Nahrungsaufnahme und deren Häufigkeit beeinflussen, wodurch es neben der relativen Luftfeuchtigkeit und dem tatsächlichen Wassergehalt der Nahrung zu einem Eingriff in den Wasserhaushalt der Tiere kommt. Auch saisonale Unterschiede, nicht nur in den Aufenthaltsorten, sondern auch in der Art und Form des Futters (Chen et al. 2017), führen zu saisonalen $\delta^{18}\text{O}$ -Schwankungen in Tieren. Diese können einen unterschiedlich starken Einfluss auf den $\delta^{18}\text{O}$ -Wert des Tieres nehmen und somit das Mischsignal innerhalb eines Knochens signifikant beeinflussen.

Bei dem Vergleich von modernen und archäologischen Isotopenausprägungen ist neben der oben beschriebenen zeitlichen Komponente auch der Erhalt des biogenen $\delta^{18}\text{O}$ -Signals des **archäologischen Materials** zu berücksichtigen. Dieser ist nicht immer gegeben und sollte aufgrund der Anfälligkeit des Isotopenverhältnisses für Fraktionierungsprozesse sowie diagenetische Abbauprozesse und Austauschreaktionen mit der Umwelt stets hinterfragt werden. Demnach ist es wichtig den Erhalt des verwendeten Materials zu untersuchen und hierbei insbesondere den makroskopischen Erhalt und die kristalline Zusammensetzung von Proben mit auffälligen $\delta^{18}\text{O}$ -Werten nochmals zu überprüfen.

Allgemein lässt sich sagen, dass die Differenzen zwischen den untersuchten Materialien der verschiedenen Fundorte zueinander im Vergleich zu der für Säugetiere angesetzten lokalen $\delta^{18}\text{O}$ -Spanne von 3 ‰ (nach Green et al. 2018; Lightfoot und O'Connell 2016; Pellegrini et al. 2016 und White et al. 2002, 2004) so klein sind, dass das **Potenzial von $\delta^{18}\text{O}$ -Analysen in der Herkunftsbestimmung** selbst in einer ökologisch so diversen Region wie den Europäischen Alpen in Frage gestellt werden muss. Dabei wurde eine Wertespanne von 4,87 ‰ mit einer Standardabweichung von 1,31 ‰ innerhalb der Grundwasserproben beobachtet und innerhalb der α -Zellulose-Werte eine Spanne von 5,25 ‰ mit einer Standardabweichung von 0,95 ‰. Diese geringe Variabilität innerhalb der lokalen Isotopenausprägungen kann auch weltweit beobachtet werden, wobei Regenwasserwerte über die meisten Länder und Kontinente hinweg in einen Wertebereich von 5 ‰ fallen (Bowen und Wilkinson 2002). Die modellierten ortstypischen $\delta^{18}\text{O}_{\text{Phosphat}}$ -Werte der 37 untersuchten Fundorte liegen je nach Tierart nur maximal 1,25 ‰ bis 1,87 ‰ voneinander entfernt, im Falle der modellierten Trinkwasserwerte maximal 2,05 ‰. Mit Standardabweichungen von um die 0,4 ‰ besitzen somit die Mehrheit der Fundorte lokale $\delta^{18}\text{O}$ -Wertespannen, welche einen Überlappungsbereich von 2,6 ‰ besitzen. Somit können nur Individuen als eindeutig ortsfremd als auch eindeutig ortsstämmig identifiziert werden, wenn sie innerhalb eines 13,3 ‰ großen Fensters innerhalb des lokalen 3 ‰ breiten Bereichs fallen und dabei eher am Rand der berechneten Spanne liegen. Abbildung 73 und Abbildung 76 zeigen die Ähnlichkeit der Fundorte deutlich. Besonders bei der Verwendung von kalkulierten Trinkwasserwerten ist zu beachten, dass diese mit einer Ungenauigkeit von 1 ‰ bis 3,5 ‰ kaum mehr zu einer Unterscheidung verschiedener Lokalitäten herangezogen werden können (siehe Pollard et al. 2011). Auch in der innerhalb des Transalpin Projekts durchgeführten Clusteranalyse erwies sich Sauerstoff im Vergleich zu den anderen beiden untersuchten Herkunftsmarkern Strontium und Blei als wenig informativ und zeigte sich als alleinstehender Marker als unzureichend (Mauder et al. 2017, 2019). Demzufolge stellt sich die berechtigte Frage, ob die Variation innerhalb eines einzigen Ortes zu hoch und hinzukommend auch die Variation zwischen verschiedenen Orten zu gering ist, um Sauerstoffisotope in der Herkunftsanalyse heranziehen zu können und diese daher lediglich als ergänzendes Hilfsmittel verwendet werden sollten.

Diese Arbeit zeigt aufs Neue die **Empfindlichkeit** des Sauerstoffisotopensystems auf. Deutliche Zusammenhänge zwischen den $\delta^{18}\text{O}$ -Signalen der Umweltproben und dem archäologischen Material zeigen jedoch, dass die $\delta^{18}\text{O}_{\text{Phosphat}}$ -Werte stabil genug sind, um diese als biogene Säugetierwerte verwenden

zu können. Allerdings wurde auch die geringe Differenz des $\delta^{18}\text{O}$ -Signals zwischen verschiedenen Fundorten und die zu hohe Variabilität innerhalb eines Fundortes selbst sichtbar, durch welche Sauerstoff lediglich als ergänzender Marker verwendet werden sollte und nicht als primäres Entscheidungsmerkmal. Auch Unterschiede zwischen verschiedenen Säugetierspezies wurden festgestellt und die Notwendigkeit einer auf die untersuchte Spezies angepassten Regressionsformel mit unterschiedlichen für die jeweilige Art ausschlaggebenden Proxyfaktoren ist eindeutig gegeben. Obwohl für die untersuchte Wildtierspezies, den Rothirsch, eine höhere Ortsunabhängigkeit erwartet wurde, konnte die hier durchgeführte Analyse für diese Spezies eine in Vergleich zu den anderen untersuchten Tierarten besonders genaue Modellierbarkeit der lokalen $\delta^{18}\text{O}_{\text{Phosphat}}$ -Signaturen erzielen. Eine mögliche Erklärung für dieses unerwartete Phänomen ist der Eingriff des Menschen in das Verhalten des Zuchtviehs und die Bestimmung der Aufenthaltsorte sowie die Bereitstellung von Nahrung unterschiedlicher Herkunft. Diese scheint die Fundortspezifität der $\delta^{18}\text{O}$ -Werte von Rind und Schwein gesenkt zu haben. Daher ist Wissen über die zu dem untersuchten Zeitpunkt ausgeübte Tierhaltungsform von großem Vorteil bei der Auswertung gewonnener $\delta^{18}\text{O}$ -Daten und sollte stets berücksichtigt werden.

Eine große Hürde der richtigen Anwendung und des Verständnisses der Sauerstoffisotopensignatur von Säugetieren ist die **Kenntnis der zu erwartenden Variation** – sowohl intra- und interspezifisch. Putman und Flueck (2011) haben den starken Hang des Menschen zur Vereinfachung und Vereinheitlichung von Verhaltensweisen auf der Suche nach Mustern innerhalb biologischer Studien prägnant angesprochen. Dabei dient dieses Vorgehen der Bestimmung einer in der Regel für eine Tierart typischen Norm, welche jedoch durch die starke Verallgemeinerung jegliche Variation vernachlässigt. Dies führt dazu, dass in der Mehrheit der Individuen innerhalb einer Population dieses typische Verhalten, eine spezielle morphologische Ausprägung, physiologische Parameter und weiteres nicht aufzufinden sind. Da dieser erwartete Mittelwerttyp abhängig von der bestehenden Variation ist und nur in einem bestimmten Prozentsatz der Population auftritt, ist diese Herangehensweise in der Herkunftsanalyse strikt abzulehnen. Vielmehr sollte die gesamte vor Ort herrschende Wertespanne bestimmt werden, da jedes Individuum der untersuchten Population mit eingeschlossen sein sollte. Die Variation innerhalb der Population besitzt hierbei höchste Priorität. Entsprechend sollte gerade in der Arbeit mit Sauerstoffisotopen großer Wert auf die Berücksichtigung dieser Variabilität gelegt werden. Solange über diese Variabilität allerdings noch so wenig bekannt ist, ist der sicherste Weg bei der Verwendung von $\delta^{18}\text{O}$ -Werten in der Herkunftsanalyse der Vergleich mit $\delta^{18}\text{O}$ -Werten desselben Materials und davon bestenfalls Daten einer Stichprobengröße, welche die tatsächliche vor Ort herrschende Variabilität widerspiegelt. In anthropologischen Studien ist daher die systematische Kartierung von $\delta^{18}\text{O}$ -Signalen archäologischen Materials, wie es beispielsweise das Transalpin Projekt in der Inn-Eisack-Etsch Alpenpassage durchgeführt hat (Toncala et al. 2017), von höchster Wichtigkeit. Zwar können Regressionsfunktionen, wie sie in dieser Arbeit erstellt wurden, als erste Hilfsrichtwerte verwendet werden, doch sollten diese Proxydaten aufgrund deren Ungenauigkeit und der nicht bekannten Variation innerhalb der $\delta^{18}\text{O}$ -Signale der Population nicht als endgültige und signifikante lokale Signaturen angesehen werden. Auch gibt es mittlerweile gute und genaue Modelle zur Berechnung des $\delta^{18}\text{O}$ -Wertes im Blut eines Tieres. Für deren Kalkulation ist allerdings eine genaue Angabe und Wissen über das Verhältnis von Trinkwasser zum metabolischen Sauerstoff und das Ausmaß des Verlusts von Wasser über Verdampfung notwendig sowie die $\delta^{18}\text{O}$ -Werte aller Sauerstoffquellen (siehe bspw. Chen und Auerswald 2018 und Green et al. 2018). Dies ist im Nachhinein nicht über archäologische Funde herauszufinden. Da diese Modelle weder eine zeitliche Variabilität der Sauerstoffquellen noch Änderungen durch den Knochenumbau und Ähnliches berücksichtigen, sollten diese nicht für die Definition der lokalen archäologischen Säugetierspanne verwendet werden.

VI Zusammenfassung

Im Folgenden ist eine Kurzbeschreibung der Fragestellung, eine Erklärung der Vorgehensweisen und die Ergebnisse der vorgestellten Studie nach Element getrennt vorzufinden.

A Strontium

In der Herkunftsanalyse anhand von Strontiumisotopen zeigt sich immer mehr, wie wichtig die Bestimmung der lokalen bioverfügbaren Strontiumsignatur für die Interpretation analysierter Materialien ist. Um die Problematiken gängiger Herangehensweisen bei der Definition der $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Signatur lokaler Säugetiere zu beheben, wurde in dieser Arbeit untersucht welche Umweltmaterialien als Repräsentanten der Strontiumquellen eines Säugetieres herangezogen werden können. Auch die Höhe der jeweiligen Anteile dieser Quellen am Strontium, welches im Skelett eines Säugetieres eingebaut wird, wurde eingeschätzt. Basierend auf dieser Recherche wurde ein Mischungsmodell entwickelt, welches die $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Signatur ortsstämmiger Säugetiere von den Signaturen der Strontiumquellen ausgehend kalkuliert. Als Strontiumquellen wurden die vier Umweltmaterialien Vegetation, Grundwasser, Boden und Regenwasser herangezogen, wobei pro Fundort jeweils eine rezente Probe der ersten drei Materialien genommen und deren Strontiumisotopien und Strontiumkonzentrationen analysiert wurden. Für die atmosphärische Strontiumquelle, welche auf Regenwasser reduziert wurde, wurden Literaturwerte herangezogen. Insgesamt wurden für 49 Fundorte in den Europäischen Alpen und dem nördlichen Vor-alpenland anhand des erstellten Strontiummodells $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Signaturen lokaler Säugetiere kalkuliert. An 46 Fundorten konnten diese Vorhersagen mit $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnissen lokal geborgener Skelettelemente der vier Säugetierarten Mensch, Rothirsch, Rind und Schwein verglichen werden. Hierbei wurde sowohl die Genauigkeit des erstellten Mischungsmodells als auch die Tauglichkeit rezenter Umweltproben für die Vorhersage der Isotopensignaturen archäologischer Säugetiere überprüft.

Die Ergebnisse belegen, dass moderne Umweltproben als Referenzproben für archäologische Materialien geeignet sind. Mit Ausnahme von zwei Fundorten, an welchen eine Änderung der bioverfügbaren Strontiumsignatur aufgrund der Nähe zu einem Flughafen zu vermuten ist, gelang durch die gewählten rezenten Umweltproben eine gute Vorhersage der Strontiumsignatur lokaler archäologischer Säugetiere. Das erstellte Strontiummodell weist eine hohe Robustheit auf und weist an allen Fundorten eine sehr gute Übereinstimmung mit den archäologischen Daten auf. Einzelne Fundorte sind hierbei als Ausnahmen zu nennen, wobei an diesen die beobachtete Diskrepanz der archäologischen Daten mit den modellierten Strontiumspannen plausibel durch die topografische Lage der beprobten Fundstätten und erwartete hohe Migrationsraten erklärt werden konnte. Demzufolge wird durch diese einzelnen Diskrepanzen die Tauglichkeit des Modells nicht in Frage gestellt. Zusätzlich konnte festgestellt werden, dass sich die $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnisse moderner Umweltproben sehr gut für eine erste Einschätzung der Lokalität ortsfremder Individuen anhand des „lokalen Dreiecks“ eignen. Dieses ist durch die Strontiumsignaturen von Boden, Grundwasser und Regenwasser definiert. Die neben der Signatur des Bodens wichtigste Quelle des Strontiums im Säugetier stellt die Signatur der lokalen Pflanzen dar. Da diese Signatur nicht im lokalen Dreieck enthalten ist, ist, um eine genauere lokale Strontiumspanne zu erhalten, die Kalkulation anhand des entwickelten Strontiummodells zu empfehlen. Dies ist insbesondere an

Fundorten notwendig, an denen es durch das Heranziehen des $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnisses des globalen Regenwassers als auch durch die oftmals sehr radiogenen Isotopenausprägungen der Bodenproben zu sehr weitgefassten lokalen Dreiecken kommt. Diese Arbeit zeigt deutlich, dass das reine Heranziehen einzelner Umweltproben als Referenzdaten nicht ausreichend ist, um die Spanne lokaler Säugetiere zu beschreiben, und neben Vegetation und Grundwasser auch der lokale Boden wichtig für die Modellierung der Säugetiersignaturen ist. Das erstellte Strontiummischungsmodell ist als innovatives Werkzeug zur Bestimmung der Strontiumisotopenausprägungen lokaler archäologischer Säugetiere anzusehen und kann mit Hilfe der online zur Verfügung gestellten Excel-Datei leicht für die Kalkulation der lokalen Säugetiersignatur neuer Fundorte herangezogen werden. Durch die Anwendung des Mischungsmodells können viele Ungenauigkeiten, welche bei den bisher üblichen Herangehensweisen an die Bestimmung der lokalen Strontiumsignatur in Mensch und Tier auftreten, vermieden werden. Eine Verwendung dieses Tools wird daher für künftige Herkunftsanalysen empfohlen.

In weiterführenden Arbeiten sollte getestet werden, inwiefern das erstellte Modell auch für andere Regionen geeignet ist. Zudem könnte dessen Präzision für weitere Säugetierarten getestet werden, um herauszufinden, ob es auch in solchen für eine Definition lokaler Signaturen geeignet ist. Außerdem könnte untersucht werden, ob eine zusätzliche Messung des Sr/Ca -Verhältnisses in den Proben eine verbesserte Gewichtung der verschiedenen Strontiumquellen eines Säugetieres mit sich bringen würde, da bekannt ist, dass die Kalziumkonzentration die Höhe des absorbierten Strontiums wesentlich beeinflusst. Durch das Messen mehrerer Proben pro Umweltmaterial könnte zudem eine genauere Einschätzung der lokalen Spannen der $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnisse und Strontiumkonzentrationen erreicht werden. Auch eine genauere Beprobung einzelner geologischer Untergründe könnte zu einer Verbesserung der Modellpräzision führen. Ein weiterer Punkt, welcher in künftigen Arbeiten thematisiert werden sollte, ist die Findung einer einheitlichen Methode für die Extraktion bioverfügbaren Bodens, da es hier oftmals zu Unklarheiten und Problemen in der Vergleichbarkeit und in der Analyse von Werten unterschiedlicher Studien kommt. Bei der Anwendung des hier erstellten Modells ist daher dringend zu empfehlen, die hier herangezogene Bodenextraktionsmethode zu verwenden. Anderenfalls kann es zu einer Unter- bzw. Überrepräsentation des Strontiums verschiedener Bodenbestandteile in der kalkulierten lokalen Strontiumspanne kommen.

B Blei

Bleiisotopen werden mit zunehmender Beliebtheit in der Herkunftsanalyse archäologischen Materials herangezogen, da sie aufgrund der vier verschiedenen natürlich vorkommenden stabilen Isotope einen detaillierten Isotopenabdruck mit mehreren Isotopenverhältnissen liefern. Doch gerade in der Arbeit mit Bleiisotopen sind neben dem Vergleich mit Signaturen lokaler Erzminen und einer Untersuchung der Verteilung der Bleisignaturen archäologischer Populationen keine weiteren ortsspezifischen Herangehensweisen an die Bestimmung der lokalen Bleisignatur archäologischer Säugetiere gängig. Besonders im Fall von archäologischen Einzelfunden, welche nicht in unmittelbarer Umgebung zu bekannten, aktiv abgebauten Erzlagerstätten vorgefunden wurden, wird die Notwendigkeit alternativer Vorgehensweisen deutlich. Daher wurde in dieser Arbeit die Zusammensetzung von Blei im Körper eines Säugetieres untersucht. Hierbei wurde darauf acht gegeben anthropogene Bleiquellen möglichst nicht mit einzubeziehen. Zudem wurde die Möglichkeit des Heranziehens moderner Umweltproben als Referenzwerte für archäologische Säugetiere analysiert und das Ausmaß anthropogener Eingriffe in den Bleizyklus eingeschätzt. Hierfür wurden die Bleiisotopenzusammensetzungen und Bleikonzentration der Umweltmaterialien Boden, Grundwasser und Vegetation (Holz) gemessen, welche an 47 Fundorten gesammelt wurden. Zusammenhänge zwischen den Umweltproben und auch zwischen den Proben und bekannten modernen und prähistorischen anthropogenen Bleiverschmutzungen wurden untersucht. An 25 der

Fundorte wurden die $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ - und $^{208}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ -Verhältnisse der Umweltproben mit archäologischem Säugetiermaterial verglichen. Hierbei wurde einerseits die Vergleichbarkeit moderner und archäologischer Isotopensignaturen untersucht und andererseits das Potenzial moderner Umweltproben als Referenzmaterial archäologischer Säugetiere eingeschätzt.

Diese Arbeit zeigt, dass die Bleiquellen von Säugetieren grundsätzlich auf die Quellen Nahrung, Boden und Aerosole reduziert werden können. Ein Vergleich der gemessenen modernen Pflanzen- und Bodenwerte sowie der herangezogenen archäologisch erwarteten Aerosolwerte zeigt jedoch, dass sowohl die Bleiisotopenverhältnisse als auch die Bleikonzentrationen von Materialien verschiedener Zeiten nicht miteinander verglichen werden sollten. Die Bleisignaturen moderner Umweltproben sind somit als Referenzmaterialien für archäologische Proben ungeeignet. Die Verteilung und auch die Häufigkeit von Blei, welches in der Biosphäre natürlicherweise ein eher seltenes und größtenteils immobiles Element darstellt, wurde durch den seit über tausend Jahre andauernden massiven Eingriff des Menschen in den natürlichen Bleizyklus stark verändert. Insbesondere die anthropogen deutlich erhöhten Bleikonzentrationen in der Atmosphäre verändern die Isotopie der lokalen bioverfügbaren Bleisignatur nachweislich. Interessanterweise können weder die in den archäologischen Säugetierproben gemessenen $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ - und $^{208}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ -Verhältnisse noch die Isotopien der modernen Pflanzen durch bekannte lokale Bleiquellen, sowohl archäologische als auch moderne, erklärt werden. Während die $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ -Verhältnisse innerhalb des in der untersuchten Region vorkommenden Bereiches fallen, weichen die mit diesen gleichzeitig auftretenden $^{208}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ -Verhältnisse deutlich von den Erwartungen ab.

Dies weist auf fehlende Quellen und somit auch auf eine Lücke in dem Verständnis des Verhaltens von Blei in der Biosphäre hin. Daher sollte das Einzugsgebiet von Blei in Säugetieren, aber auch die Signaturen weiterer möglicher Bleiquellen unbedingt studiert werden. Auch das Verhalten von Blei in der Biosphäre unkontaminierter Regionen erfordert weitere Untersuchungen, um Bleiisotopen auch im Rahmen der Analyse nicht metallurgisch aktiver Populationen gewissenhaft anwenden zu können. Die beste Herangehensweise an die Bestimmung der lokalen Bleisignatur in Säugetieren bleibt daher das Heranziehen einer möglichst großen Stichprobe von Individuen aus demselben Zeitalter, da eine Änderung in dem Umgang bleihaltiger Artefakte die Isotopenzusammensetzung im Hartgewebe eines Säugetieres signifikant beeinflussen kann. Ein Vergleich mit der Signatur lokaler Erzminen kann anhand der in dieser Arbeit beobachteten Verbindung der Bodenisotopie mit den Werten lokaler Erze für eine erste Einschätzung der lokal erwarteten Signaturen verwendet werden, sofern dieser Zusammenhang nicht durch eine Kontamination der Umgebung durch metallurgische Aktivitäten verursacht ist. Ist die Signatur von Böden in der Nähe von Erzminen tatsächlich natürlicherweise mit den Bleisignaturen der Erze vergleichbar, so könnten diese Werte als Referenz der natürlichen bioverfügbaren lokalen Bleiisotopenspanne verwendet werden. An minenfernen Orten bleibt hingegen der Wert der erwarteten natürlichen Bodensignatur zu klären. Zudem sollte auch für das Element Blei eine einheitliche Extraktionsmethode für die bioverfügbare Bodenfraktion eingeführt werden.

C Sauerstoff

Sauerstoffisotopenanalysen werden oftmals als ergänzender ökologischer Marker, welcher von der Geologie unabhängig ist, in Herkunftsanalysen herangezogen. Die lokale Sauerstoffisotopie wird hauptsächlich durch die Signatur des lokalen meteorischen Wassers beeinflusst, weshalb Regenwasser als Referenzmaterial für die Isotopie in lokalen Säugetieren herangezogen wird. Da es sich bei Sauerstoff jedoch um ein leichtes Element handelt, kommt es durch physikalische und kinetische Prozesse zu einer Fraktionierung der Sauerstoffisotopen bei Phasenübergängen und chemischen Reaktionen. Daher ist die Isotopie, welche in Knochen und Zähnen von Säugetieren vorliegt, nicht eins zu eins mit der Sauerstoffsignatur lokalen Regenwassers in Verbindung zu setzen. Auch stellt Regenwasser nicht die einzige

Sauerstoffquelle für Säugetiere dar. In unterschiedlichen Umweltmaterialien sind zudem aufgrund der Fraktionierung sehr unterschiedliche Sauerstoffisotopenzusammensetzungen anzutreffen. In dieser Arbeit wurde untersucht, inwiefern die Isotopensignaturen moderner Grundwasser- und Pflanzenproben bei der Bestimmung ortstypischer Isotopenverhältnisse in der Phosphatfraktion eines Säugetierskeletts herangezogen werden können, und, ob die rezenten Isotopenverhältnisse auch etwas über die Verteilung der Isotopen zu archäologischen Zeiten aussagen können. Auch das Verhalten und die Vorhersagbarkeit der Umweltproben anhand der Höhenlage, des Breiten- und des Längengrades der Fundorte sowie Zusammenhänge zwischen den Umweltmaterialien wurden analysiert. Hierfür wurden an 71 Fundorten sowohl Grundwasser- als auch Vegetationsproben genommen und deren $\delta^{18}\text{O}$ -Werte gemessen. Als Proxy für den Wert des lokalen meteorischen Wassers wurde der OIPC-Wert bestimmt. Das Verhalten der $\delta^{18}\text{O}$ -Werte wurde anhand von Korrelationsanalysen untersucht. Die Vorhersagbarkeit der lokalen Sauerstoffsignaturen wurde regressionsanalytisch überprüft. Da sich die untersuchten Fundorte in Bezug auf die Herkunft der wassertragenden Luftmassen signifikant unterscheiden, wurden diese für die Analyse der Umweltmaterialien in drei getrennt voneinander untersuchte Klimazonen eingeteilt. Im Hinblick auf die Anwendbarkeit der Umweltproben für eine Bestimmung der $\delta^{18}\text{O}$ -Signaturen lokaler Säugetiere wurden die Werte der Umweltmaterialien an 37 Fundorten mit Phosphatwerten archäologischer Säugetiere verglichen. Dabei wurde zunächst ein Test auf signifikante Korrelationen zwischen den Umweltproben, den Fundortparametern und den Phosphatwerten der Säugetiere sowie den nach speziesspezifischen Regressionsfunktionen berechneten Trinkwasserwerten der Säugetiere durchgeführt. Anschließend wurden lineare Regressionen zwischen den speziesspezifischen Medianen der archäologischen Säugetierwerte bzw. den Medianen der Gesamtheit der lokalen Trinkwasserwerte und den untersuchten Parametern erstellt und deren Anwendbarkeit in Herkunftsanalysen anhand eines Vergleichs mit den realen Säugetierwerten eingeschätzt.

Die durchgeführte Sauerstoffanalyse hat aufs Neue gezeigt, dass die Sauerstoffisotopie nicht als allein-stehendes Kriterium in der Herkunftsanalyse herangezogen werden sollte, da die Variabilität innerhalb eines Fundortes im Vergleich zu den Differenzen zwischen den Signaturen verschiedener Fundorte zu hoch ist, um eine eindeutige und sichere Identifikation von ortsfremden und auch lokalen Individuen durchzuführen. Dies zeigt sich selbst in der ökologisch sehr diversen Region der Europäischen Alpen sehr deutlich. Eine Sauerstoffanalyse sollte demnach vielmehr die Analyse der Isotopenausprägungen weiterer Elemente, zum Beispiel Strontium oder Blei, ergänzen. Die Ergebnisse dieser Arbeit zeigen, dass die Definition der lokalen Säugetierspanne bevorzugt anhand eines großen Datensets derselben Spezies aus einer vergleichbaren Zeitzone durchgeführt werden sollte, da diverse zeitliche Faktoren den lokalen $\delta^{18}\text{O}$ -Wert von Säugetieren und Umweltmaterialien signifikant beeinflussen können. Auch die Stärke interspezifischer Differenzen im Zusammenhang mit deren Korrelationen mit unterschiedlichen Umweltmaterialien konnte in dieser Arbeit nachgewiesen werden, weshalb eine Analyse stets speziesspezifisch durchgeführt werden sollte. Im Falle von archäologischen Einzelfunden wird in der untersuchten Region eine Modellierung der lokalen Spanne anhand speziesspezifischer Regressionen empfohlen. Das Heranziehen von modernen Umweltproben scheint hierbei kein Problem darzustellen, allerdings könnten Änderungen in den lokalen $\delta^{18}\text{O}$ -Spannen von Grundwasser und Vegetation zu einer Änderung der ursprünglichen Regression mit diesen Umweltmaterialien geführt haben, weshalb die erstellten Funktionen auf dem Vergleich moderner Umweltproben mit archäologischen Säugetierdaten beruhen und eventuell nicht für eine Verwendung von Proben anderer Zeitalter übertragbar sind (z. B. archäologische Umweltproben). Da Menshendaten lediglich an einem Fundort vorhanden waren, aufgrund der Tatsache, dass sich die Mehrheit der anthropologischen Proben aus Leichenbrand zusammensetzt, konnte für diese keine speziesspezifische Modellierung der lokalen $\delta^{18}\text{O}$ -Signatur durchgeführt werden. Innerhalb der drei untersuchten Tierspezies Schwein, Rind und Rothirsch konnten jedoch haltungs- und

verhaltensbedingte Unterschiede in deren Abhängigkeiten mit den untersuchten Standortfaktoren beobachtet werden, welche neben physiologischen und metabolischen Faktoren eine getrennte Analyse der $\delta^{18}\text{O}$ -Werte verschiedener Spezies notwendig macht. Aufgrund dieser Unterschiede wurden speziesspezifische Regressionsfunktionen erstellt. Ein Abgleich der anhand der aufgestellten Regressionen berechneten lokalen $\delta^{18}\text{O}$ -Signaturen mit den archäologischen Säugetierdaten hat gezeigt, dass im Falle von Schweinen die Regressionsformel mit dem Grundwasserwert (Formel 11) und im Falle von Rindern die Regressionsfunktion mit der Höhenlage (Formel 9) die lokale Spanne jeweils am genauesten vorher sagen kann. Durch den hohen Anteil von Nahrungswasser im Körperwasser von Rothirschen, kann deren lokale $\delta^{18}\text{O}$ -Signatur am besten durch eine Kombination der Isotopenausprägungen des lokalen Grundwassers und der Vegetation (α -Zellulose) beschrieben werden (Formel 14). Von einer Umrechnung des $\delta^{18}\text{O}_{\text{Phosphat}}$ -Wertes in den Trinkwasserwert der Säugetiere oder der Verwendung des OIPC-Wertes als Referenzwert wird strikt abgeraten. Die Berechnung des Trinkwasserwertes anhand inverser Regressionen bringt nämlich eine sehr hohe Ungenauigkeit in das Datenset ein und führt, wie diese Arbeit ebenfalls gezeigt hat, zu einer Erhöhung der lokalen Spannen, welche eine Unterscheidung verschiedener Fundorte unmöglich macht. Das Heranziehen von Proxy-Daten senkte in den hier durchgeführten Analysen stets die Präzision des Referenzwertes und sollte, wenn möglich, vermieden werden. Dies trifft sowohl auf eine Kalkulation der Sauerstoffs Signaturen lokaler Umweltdaten anhand der erstellten Regressionen zu als auch auf den OIPC-Wert. Insbesondere der OIPC-Wert kann als Referenzwert in der untersuchten Region und dem untersuchten Material nicht empfohlen werden, da dessen Genauigkeit bei der Vorhersage lokalen meteorischen Wassers in Gebirgsregionen deutlich niedriger ist als andernorts und meteorisches Wasser zudem sehr starken klimabedingten Änderungen unterliegen kann, welche die Vergleichbarkeit zwischen modernen und archäologischen Werten deutlich vermindert. Lediglich der Grundwasserwert zeigt an manchen Fundorten der untersuchten Region signifikante Korrelationen mit dem Breitengrad und/oder der Höhenlage auf und könnte demnach prinzipiell kalkuliert werden und für die Vorhersage lokaler Sauerstoffs Signaturen in Säugetieren herangezogen werden. Da der lokale $\delta^{18}\text{O}$ -Wert über die Alpen hinweg jedoch durch verschiedene, komplex verwobene Faktoren beeinflusst wird, ist hier eine Trennung der Fundorte in Klimazonen notwendig. Auch ist gerade im inneralpinen Raum die Variabilität der Effektstärke dieser Faktoren nochmals deutlich erhöht und eine Vorhersage der Referenzwerte somit sehr ungenau, weshalb eine Messung des realen Grundwasserwertes empfohlen wird.

D Fazit

Diese Arbeit hat sich mit der Anwendbarkeit moderner Umweltproben als Referenzmaterialien für die Bestimmung der lokalen Isotopensignaturen archäologischer Säugetiere auseinandergesetzt.

Die Analysen konnten zeigen, dass alle drei der untersuchten Umweltmaterialien, Boden, Grundwasser und Vegetation (Holz), für eine Bestimmung der Isotopensignatur ortsstämmiger archäologischer Säugetiere hinsichtlich des Elements Strontium herangezogen werden können. Die $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnisse und Strontiumkonzentrationen dieser Umweltmaterialien erlauben anhand des erstellten Strontiummischungsmodells eine präzise Vorsage der $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Spanne lokaler Säugetiere.

Dies trifft bei den beiden anderen untersuchten Elementen, Blei und Sauerstoff, nicht zu.

Im Falle von Blei können die Werte moderner Proben nicht mehr auf archäologische Zeiträume bezogen werden, da der menschliche Eingriff in der Bleizyklus zu einer signifikanten Änderung der Bleisignatur seit der Prähistorie geführt hat und lokale Bleiisotopenzusammensetzungen somit nicht mehr mit der lokalen Geologie in Verbindung gebracht werden können. Lediglich die Isotopenverhältnisse lokaler Böden können in der Nähe von Erzminen gegebenenfalls einen Ersatz für die sonst herangezogenen Signaturen der Erzminen dienen, da hier der Einfluss anderer anthropogener Verschmutzungen vernach-

lässigbar ist.

Für das Element Sauerstoff scheint das Heranziehen moderner Umweltproben trotz seiner Temperaturempfindlichkeit und der damit einhergehenden zeitlichen Variabilität im groben Vergleich der Umweltproben mit archäozoologischen Daten kein Problem darzustellen. Problematisch ist hingegen die zu hohe Variabilität der $\delta^{18}\text{O}$ -Werte lokaler Säugetiere, welche wiederum durch zeitliche Faktoren verursacht sein könnte. Allgemein ist das Heranziehen von Umweltproben für die Bestimmung der lokalen $\delta^{18}\text{O}_{\text{Phosphat}}$ -Signatur anhand der in dieser Arbeit erstellten linearen Regressionen möglich, doch sollte ein Vergleich mit einer Vielzahl an Proben desselben Materials bevorzugt werden. Auch ist die Bestimmung der lokalen Sauerstoffsignatur von Säugetieren stets speziesspezifisch durchzuführen.

Mit der vorliegenden Arbeit ist ein weiterer Schritt in der Sicherstellung der Herkunft archäologischer Funde getan. Diese Arbeit beschreibt theoretische und empirische Zusammenhänge zwischen den Isotopenausprägungen moderner Umweltproben und den Isotopen archäologischer Säugetierskelette. Mit dem erstellten, online verfügbaren Strontiummischungsmodell und den erhobenen linearen $\delta^{18}\text{O}$ -Regressionsformeln liefert diese Arbeit neue und praktische Werkzeuge für die Bestimmung lokal vertretener Isotopenverhältnisse in archäologischen Säugetieren. Im Verlaufe der Studie ergaben sich weitere bereits beschriebene Forschungsfragen, deren wichtigste die weitere Untersuchung des Verhaltens von Blei in unkontaminierten Regionen darstellt, auf die künftige Arbeiten eingehen sollten.

VII Referenzen

- AAP, 1969. Long-term study in the home; diet and results. American Academy of Pediatrics. Pediatrics, 43(4). 652–667.
- Abeni, F., Petrera, F., Capelletti, M., Dal Prà, A., Bontempo, L., Tonon, A., Camin, F., 2015. Hydrogen and oxygen stable isotope fractionation in body fluid compartments of dairy cattle according to season, farm, breed, and reproductive stage. PloS one, 10(5). e0127391.
- Åberg, G., 1995. The use of natural strontium isotopes as tracers in environmental studies. Water, Air, and Soil Pollution, 79. 309–322.
- Åberg, G., Fosse, G., Stray, H., 1998. Man, nutrition and mobility: a comparison of teeth and bone from the Medieval era and the present from Pb and Sr isotopes. Science of the total environment, 224(1-3). 109–119.
- Åberg, G., Jacks, G., Hamilton, P.J., 1989. Weathering rates and $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ ratios: an isotopic approach. Journal of Hydrology, 109(1-2). 65–78.
- Åberg, G., Jacks, G., Wickman, T., Hamilton, P.J., 1990. Strontium isotopes in trees as an indicator for calcium availability. Catena, 17(1). 1–11.
- Abrams, S.A., Wong, W.W., 2003. Stable isotopes in human nutrition: laboratory methods and research applications. Cabi.
- Adriano, D.C., 2001. Trace elements in terrestrial environments: Biogeochemistry, bioaccessibility and the risk of metals. 2nd. New York Springs.
- Ahlberg, G., Gustafsson, O., Wedel, P., 2006. Leaching of metals from sewage sludge during one year and their relationship to particle size. Environmental pollution, 144(2). 545–553.
- Air Liquide, 2016. Sauerstoff – Unser Lebenselixier. AIR LIQUIDE Deutschland GmbH. (<http://www.airliquide.de/inc/dokument.php/standard/1451/sauerstoff.pdf>, zuletzt aufgerufen am 10.02.2019)
- Albarède, F., Desaulty, A.M., Blichert-Toft, J., 2012. A geological perspective on the use of Pb isotopes in archaeometry. Archaeometry, 54(5). 853–867.
- Albarède, F., Michard, A., Minster, J.F., Michard, G., 1981. $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ ratios in hydrothermal waters and deposits from the East Pacific Rise at 21 N. Earth and Planetary Science Letters, 55(2). 229–236.
- Albon, S.D., Langvatn, R., 1992. Plant phenology and the benefits of migration in a temperate ungulate. Oikos. 502–513.
- Alda, J.O., Escanero, J.F., 1985. Transport of calcium, magnesium and strontium by human serum proteins. Revista espanola de fisiologia, 41(2). 145–149.

- Alexander, F.W., Clayton, B.E., Delves, H.T., 1974. Mineral and trace-metal balances in children receiving normal and synthetic diets. *QJM: An International Journal of Medicine*, 43(1). 89–111. <https://doi.org/10.1093/oxfordjournals.qjmed.a067380>
- AlKhatib, M., Eisenhauer, A., 2017a. Calcium and strontium isotope fractionation in aqueous solutions as a function of temperature and reaction rate; I. Calcite. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 209. 296–319.
- AlKhatib, M., Eisenhauer, A., 2017b. Calcium and strontium isotope fractionation during precipitation from aqueous solutions as a function of temperature and reaction rate; II. Aragonite. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 209. 320–342.
- Allègre, C. J., 2008. *Isotope geology*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Allègre, C.J., Louvat, P., Gaillardet, J., Meynadier, L., Rad, S., Capmas, F., 2010. The fundamental role of island arc weathering in the oceanic Sr isotope budget. *Earth and Planetary Science Letters*, 292(1-2). 51–56.
- Alliance/EDF, 1994. *The Global Dimensions of Lead Poisoning: An Initial Analysis*. Alliance to End Childhood Lead Poisoning and Environmental Defense Fund. Washington, DC.
- Alloway, B.J., 1990. *Heavy Metals in Soils*. Blackie and Son Ltd., Glasgow and London, and John Wiley and Sons. Inc., New York. 125–146.
- Almeida, C.M.R., Vasconcelos, M.T.S., 2004. Does the winemaking process influence the wine $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$? A case study. *Food chemistry*, 85(1). 7–12.
- Almeida, M.M., Nani, E.P., Teixeira, L.N., Peruzzo, D.C., Joly, J.C., Napimoga, M.H., Martinez, E.F., 2016. Strontium ranelate increases osteoblast activity. *Tissue and Cell*, 48(3). 183–188.
- Ambrose, S. H., 1993. Isotopic analysis of paleodiets: Methodological and interpretive considerations. In: Sandford, M. K. (Hrsg). *Investigation of ancient human tissue: chemical analysis in anthropology*. Gordon and Breach, New York. 59–130.
- Ammann, P., 2006. Strontium ranelate: a physiological approach for an improved bone quality. *Bone*, 38(2). 15–18.
- Anchukaitis, K.J., Evans, M.N., Lange, T., Smith, D.R., Leavitt, S.W., Schrag, D.P., 2008. Consequences of a rapid cellulose extraction technique for oxygen isotope and radiocarbon analyses. *Analytical chemistry*, 80(6). 2035–2041.
- Anderson, M.A., Morel, F.M., 1982. The influence of aqueous iron chemistry on the uptake of iron by the coastal diatom *Thalassiosira weissflogii* 1. *Limnology and Oceanography*, 27(5). 789–813.
- Andersson, P., Löfvendahl, R., Åberg, G., 1990. Major element chemistry, $\delta^2\text{H}$, $\delta^{18}\text{O}$ and $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ in a snow profile across central Scandinavia. *Atmos. Environ. Part A* 24. 2601–2608. [https://doi.org/10.1016/0960-1686\(90\)90138-D](https://doi.org/10.1016/0960-1686(90)90138-D).
- Araguás-Araguás, L., Froehlich, K., Rozanski, K., 2000. Deuterium and oxygen-18 isotope composition of precipitation and atmospheric moisture. *Hydrological processes*, 14(8). 1341–1355.
- Arias, J.A., Peralta-Videa, J.R., Ellzey, J.T., Ren, M., Viveros, M.N., Gardea-Torresdey, J.L., 2010. Effects of *Glomus deserticola* inoculation on *Prosopis*: enhancing chromium and lead uptake and translocation as confirmed by X-ray mapping, ICP-OES and TEM techniques. *Environmental and Experimental Botany*, 68(2). 139–148.

- Arle, J., Blondzik, K., Claussen, U., Duffek, A., Grimm, S., Hilliges, F., Hoffmann, A., Leujak, W., Mohaupt, V., Naumann, S., Pirntke, U., Richter, S., Schilling, P., Schroeter-Kermani, C., Ullrich, C.A., Wellnitz, J., Werner, S., Wolter, R., 2013. Wasserwirtschaft in Deutschland: Teil 2 - Gewässergüte. BMU. 116 S.
- Arnich, N., Lanhers, M.C., Laurensot, F., Podor, R., Montiel, A., Burnel, D., 2003. In vitro and in vivo studies of lead immobilization by synthetic hydroxyapatite. *Environmental Pollution*, 124(1). 139–149.
- Arthur, W.J., Alldredge, A.W., 1979. Soil ingestion by mule deer in northcentral Colorado. *Rangeland Ecology & Management/Journal of Range Management Archives*, 32(1). 67–71.
- Artioli, G., Angelini, I., Kaufmann, G., Canovaro, C., Dal Sasso, G., Villa, I.M., 2017. Long-distance connections in the Copper Age: New evidence from the Alpine Iceman's copper axe. *PloS one*, 12(7). e0179263.
- Artioli, G., Angelini, I., Nimis, P., Villa, I.M., 2016. A lead-isotope database of copper ores from the Southeastern Alps: A tool for the investigation of prehistoric copper metallurgy. *Journal of Archaeological Science*, 75. 27–39.
- Astala, R., Stott, M.J., 2005. First principles investigation of mineral component of bone: CO₃ substitutions in hydroxyapatite. *Chemistry of Materials*, 17(16). 4125–4133.
- Aston, F.W., 1927. A new mass-spectrograph and the whole number rule. *Proceedings of the Royal Society of London*, A115. 487–514.
- ATSDR, 2002. Draft Toxicological Profile for Several Trace Elements. U.S. Dept. Health & Human Services. Agency for Toxic Substances and Disease Registry, Atlanta, GA.
- ATSDR, 2004. Toxicological profile for strontium. U.S. Department of Health and Human Services. Agency for Toxic Substances and Disease Registry. 1–445.
- ATSDR, 2007. Toxicological profile for lead. U.S. Department of Health and Human Services. Agency for Toxic Substances and Disease Registry. 1–582.
- Aufderheide, A.C., 1989. Chemical analysis of skeletal remains. In: Iscan, M.Y., Kennedy, K.A.R. (Hrsg). *Reconstruction of life from the skeleton*. New York: Alan R. Liss, Inc. 237–260.
- Aufderheide, A.C., Wittmers, J.L., 1992. Selected aspects of the spatial distribution of lead in bone. *Neurotoxicology*, 13(4). 809–819.
- Ayuso, R.A., Foley, N., Robinson, G., Wandless, G., Dillingham, J., 2004. Lead isotopic compositions of common arsenical pesticides used in New England. *USGS Open File Report*, 1342. 1–14.
- Ayuso, R.A., Foley, N.K., 2018. Lead and Strontium Isotopes as Monitors of Anthropogenic Contaminants in the Surficial Environment. In *Environmental Geochemistry*. Elsevier. 307–362.
- Bacon, J.R., Bain, D.C., 1995. Characterization of environmental water samples using strontium and lead stable isotope compositions. *Environmental Geochemistry and Health*, 17(1). 39–49.
- Bacon, J.R., Berrow, M.L., Shand, C.A., 1995. Isotopic characterization of lead in the Scottish upland environment. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry*, 59(2-4). 253–264.

- Bacon, J.R., Farmer, J.G., Dunn, S.M., Graham, M.C. and Vinogradoff, S.I., 2006. Sequential extraction combined with isotope analysis as a tool for the investigation of lead mobilisation in soils: application to organic-rich soils in an upland catchment in Scotland. *Environmental Pollution*, 141(3). 469 – 481.
- Bacon, J.R., Hewitt, I.J., 2005. Heavy metals deposited from the atmosphere on upland Scottish soils: chemical and lead isotope studies of the association of metals with soil components. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 69(1). 19–33.
- Bacon, J.R., Hewitt, I.J., Cooper, P., 2005. Lead in grass in the Scottish uplands: deposition or uptake? *Journal of Environmental Monitoring*, 7(8). 785–791.
- Bacon, J.R., Jones, K.C., McGrath, S.P., Johnston, A.E., 1996. Isotopic character of lead deposited from the atmosphere at a grassland site in the United Kingdom since 1860. *Environmental science & technology*, 30(8). 2511–2518.
- Baertschi, P., 1976. Absolute ^{18}O content of standard mean ocean water. *Earth and Planetary Science Letters*, 31(3). 341–344.
- Bagchi, D., Preuss, H.G., 2005. Effects of acute and chronic oral exposure of lead on blood pressure and bone mineral density in rats. *Journal of inorganic biochemistry*, 99(5). 1155–1164.
- Bailey, A.J., Paul, R.G., Knott, L., 1998. Mechanisms of maturation and ageing of collagen. *Mechanisms of ageing and development*, 106(1-2). 1–56.
- Bailey, S.W., Hornbeck, J.W., Driscoll, C.T., Gaudette, H.E., 1996. Calcium inputs and transport in a base-poor forest ecosystem as interpreted by Sr isotopes. *Water Resources Research*, 32(3). 707–719.
- Bailey, T.R., McArthur, J.M., Prince, H., Thirlwall, M.F., 2000. Dissolution methods for strontium isotope stratigraphy: whole rock analysis. *Chemical Geology*, 167(3-4). 313–319.
- Bain, D.C., Bacon, J.R., 1994. Strontium isotopes as indicators of mineral weathering in catchments. *Catena*, 22 (3). 201–214. [https://doi.org/10.1016/0341-8162\(94\)90002-7](https://doi.org/10.1016/0341-8162(94)90002-7).
- Bakels, C., Jacomet, S., 2003. Access to luxury foods in Central Europe during the Roman period: the archaeobotanical evidence. *World Archaeology*, 34(3). 542–557.
- Banner, J.L., 1995. Application of the trace element and isotope geochemistry of strontium to studies of carbonate diagenesis. *Sedimentology*, 42(5). 805–824.
- Bannon, D.I., Abounader, R., Lees, P.S., Bressler, J.P., 2003. Effect of DMT1 knockdown on iron, cadmium, and lead uptake in Caco-2 cells. *American Journal of Physiology-Cell Physiology*, 284(1). C44–C50.
- Barany, E., Bergdahl, I.A., Bratteby, L.E., Lundh, T., Samuelson, G., Skerfving, S., Oskarsson, A., 2005. Iron status influences trace element levels in human blood and serum. *Environmental Research*, 98(2). 215–223.
- Barbaste, M., Robinson, K., Guilfoyle, S., Medina, B., Lobinski, R., 2002. Precise determination of the strontium isotope ratios in wine by inductively coupled plasma sector field multicollector mass spectrometry (ICP-SF-MC-MS). *Journal of Analytical Atomic Spectrometry*, 17(2). 135–137.
- Barbour, M.M., 2007. Stable oxygen isotope composition of plant tissue: a review. *Functional Plant Biology*, 34(2). 83–94.

- Barbour, M.M., Cernusak, L.A., Whitehead, D., Griffin, K.L., Turnbull, M.H., Tissue, D.T., Farquhar, G.D., 2005. Nocturnal stomatal conductance and implications for modelling $\delta^{18}\text{O}$ of leaf-respired CO_2 in temperate tree species. *Functional Plant Biology*, 32(12). 1107–1121.
- Barbour, M.M., Farquhar, G.D., 2000. Relative humidity-and ABA-induced variation in carbon and oxygen isotope ratios of cotton leaves. *Plant, Cell & Environment*, 23(5). 473–485.
- Barbour, M.M., Fischer, R.A., Sayre, K.D., Farquhar, G.D., 2000. Oxygen isotope ratio of leaf and grain material correlates with stomatal conductance and grain yield in irrigated wheat. *Functional Plant Biology*, 27(7). 625–637.
- Bartrop, D., Khoo, H.E., 1975. The influence of nutritional factors on lead absorption. *Postgraduate Medical Journal*, 51(601). 795–800.
- Bartrop, D., Meek, F., 1979. Effect of particle size on lead absorption from the gut. *Archives of Environmental Health: An International Journal*, 34(4). 280–285.
- Baroni, M.V., Podio, N.S., Badini, R.G., Inga, M., Ostera, H.A., Cagnoni, M., Gautier, E.A., García, P.P., Hoogewerff, J., Wunderlin, D.A., 2015. Linking soil, water, and honey composition to assess the geographical origin of argentinean honey by multielemental and isotopic analyses. *Journal of agricultural and food chemistry*, 63(18). 4638–4645.
- Barry, P.S., 1975. A comparison of concentrations of lead in human tissues. *Occupational and Environmental Medicine*, 32(2). 119–139.
- Bartelheim, M., Eckstein, K., Huijsmans, M., Krauß, R., Pernicka, E., 2002. Kupferzeitliche Metallgewinnung in Brixlegg, Österreich. In: M. Bartelheim, E. Pernicka, R. Krause (Hrsg.). *Die Anfänge der Metallurgie in der Alten Welt. Forschungen zur Archäometrie und Altertumswissenschaft*, 1, Rahden (Westf.). 33–82.
- Bartley, J.C., Reber, E.F., 1961. Toxic effects of stable strontium in young pigs. *The Journal of nutrition*, 75(1). 21–28.
- Barton, J.C., Conrad, M.E., Nuby, S., Harrison, L., 1978. Effects of iron on the absorption and retention of lead. *The Journal of laboratory and clinical medicine*, 92(4). 529–535.
- Bassuk, N.L., 1986. Reducing lead uptake in lettuce. *HortScience*, 21(4). 993–995.
- Bataille, C.P., Bowen, G.J., 2012. Mapping $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ variations in bedrock and water for large scale provenance studies. *Chem. Geol.*, 304. 39–52. <https://doi.org/10.1016/j.chemgeo.2012.01.028>.
- Battipaglia, G., Jäggi, M., Saurer, M., Siegwolf, R.T., Cotrufo, M.F., 2008. Climatic sensitivity of $\delta^{18}\text{O}$ in the wood and cellulose of tree rings: Results from a mixed stand of *Acer pseudoplatanus* L. and *Fagus sylvatica* L. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*, 261(1-2). 193–202.
- Baudler, R., 2007. Nachweis der Herkunft von Obstbränden mittels Analytik stabiler Isotope. Dissertation an der Fakultät Wissenschaftszentrum Weihenstephan für Ernährung der Technischen Universität München. 138 S.
- Bauerová, K., Kassai, Z., Koprda, V., Harangozó, M., 2001. Contribution to the penetration of radionuclides across the skin. Concentration dependence of strontium through the skin in vitro. *Journal of Applied Toxicology: An International Journal*, 21(3). 241–243.
- Baxter, M.J., Cool, H.E.M., 2010. Detecting modes in low-dimensional archaeological data. *Journal of Archaeological Science*, 37(10). 2379–2385.

- Bazzaz, F.A., Rolfe, G.L., Windle, P., 1974. Differing Sensitivity of Corn and Soybean Photosynthesis and Transpiration to Lead Contamination 1. *Journal of Environmental Quality*, 3(2). 156–158.
- Beard, B.L., Johnson, C.M., 2000. Strontium isotope composition of skeletal material can determine the birth place and geographic mobility of humans and animals. *Journal of Forensic Science*, 45(5). 1049–1061. <https://doi.org/10.1520/JFS14829J>
- Beck, A.J., Charette, M.A., Cochran, J.K., Gonnee, M.E., Peucker-Ehrenbrink, B., 2013. Dissolved strontium in the subterranean estuary—implications for the marine strontium isotope budget. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 117. 33–52.
- Beckett, P.H., 1989. The use of extractants in studies on trace metals in soils, sewage sludges, and sludge-treated soils. In: *Advances in soil science*. Springer, New York, NY. 143–176.
- Bedel, L., Poszwa, A., Van Der Heijden, G., Legout, A., Aquilina, L., Ranger, J., 2016. Unexpected calcium sources in deep soil layers in low-fertility forest soils identified by strontium isotopes (Lorraine plateau, eastern France). *Geoderma*, 264. 103–116.
- Bellis, D.J., McLeod, C.W., Satake, K., 2002. Pb and $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ isotopic analysis of a tree bark pocket near Sheffield, UK recording historical change in airborne pollution during the 20th Century. *Science of the total environment*, 289(1-3). 169–176.
- Ben-David, M., Flaherty, E. A., 2012. Stable isotopes in mammalian research: a beginner's guide. *Journal of Mammalogy*, 93(2). 312–328.
- Benavides, M.P., Gallego, S.M., Tomaro, M.L., 2005. Cadmium toxicity in plants. *Brazilian Journal of Plant Physiology*, 17(1). 21–34.
- Beniston, M., 2006. Mountain weather and climate: a general overview and a focus on climatic change in the Alps. *Hydrobiologia*, 562(1). 3–16.
- Bennecke, N., 1994. *Der Mensch und seine Haustiere. Die Geschichte einer jahrtausendealten Beziehung*. Stuttgart, Theiss.
- Benson, L.V., 2010. Who provided maize to Chaco Canyon after the mid-12th-century drought? *Journal of Archaeological Science*, 37(3). 621–629.
- Benson, L.V., Stein, J., Taylor, H., Friedman, R., Windes, T.C., 2006. The agricultural productivity of Chaco Canyon and the source (s) of pre-Hispanic maize found in Pueblo Bonito. USGS Staff - Published Research. 994. <http://digitalcommons.unl.edu/usgsstaffpub/994>
- Bentley, R.A., 2006. Strontium isotopes from the earth to the archaeological skeleton: a review. *Journal of archaeological method and theory*, 13(3). 135–187.
- Bentley, R.A., Knipper, C., 2005. Geographical patterns in biologically available strontium, carbon and oxygen isotope signatures in prehistoric SW Germany. *Archaeometry*, 47(3). 629–644.
- Bentley, R.A., Price, T.D., Stephan, E., 2004. Determining the 'local' $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ range for archaeological skeletons: a case study from Neolithic Europe. *Journal of Archaeological Science*, 31(4). 365–375.
- Bergdahl, I.A., Gerhardsson, L., Liljelind, I.E., Nilsson, L., Skerfving, S., 2006. Plasma-lead concentration: Investigations into its usefulness for biological monitoring of occupational lead exposure. *American journal of industrial medicine*, 49(2). 93–101.

- Bergslien, E.T., Bush, M., Bush, P.J., 2008. Identification of cremains using X-ray diffraction spectroscopy and a comparison to trace element analysis. *Forensic science international*, 175(2-3). 218–226.
- Bernat, M., Church, T., Allègre, C.J., 1972. Barium and strontium concentrations in Pacific and Mediterranean sea water profiles by direct isotope dilution mass spectrometry. *Earth Planet. Sci. Lett.*, 16 (1). 75–80. [https://doi.org/10.1016/0012-821X\(72\)90238-5](https://doi.org/10.1016/0012-821X(72)90238-5).
- Berrow, M.L., Burridge, J.C., 1991. Uptake, distribution and effects of metal compounds on plants. In: Merian, E. (Hrsg.), *Metals and Their Compounds in the Environment: Occurrence, Analysis and Biological Relevance*. 399–410.
- Berthelsen, B.O., Steinnes, E., Solberg, W., Jingsen, L., 1995. Heavy metal concentrations in plants in relation to atmospheric heavy metal deposition. *Journal of Environmental Quality*, 24(5). 1018–1026.
- Beyer, W.N., Blus, L.J., Henny, C.J., Audet, D.A.N., 1997. The role of sediment ingestion in exposing wood ducks to lead. *Ecotoxicology*, 6(3). 181–186.
- Bi, X., Feng, X., Yang, Y., Li, X., Shin, G.P., Li, F., Qiu, G., Li, G., Liu, T., Fu, Z., 2009. Allocation and source attribution of lead and cadmium in maize (*Zea mays* L.) impacted by smelting emissions. *Environmental Pollution*, 157(3). 834–839.
- Bi, X., Ren, L., Gong, M., He, Y., Wang, L., Ma, Z., 2010. Transfer of cadmium and lead from soil to mangoes in an uncontaminated area, Hainan Island, China. *Geoderma*, 155(1-2). 115–120.
- Binder, M., Tritschler, F., Burghardt, D., Klotzsch, S., Dietrich, P., Liedl, R., Händel, F., 2019. Application of snowmelt as an active and inexpensive dual isotope groundwater tracer. *Hydrogeology Journal*, 27(1). 423–433.
- Binder, S., Sokal, D., Maughan, D., 1986. Estimating soil ingestion: the use of tracer elements in estimating the amount of soil ingested by young children. *Archives of Environmental Health: An International Journal*, 41(6). 341–345.
- Bindler, R., 2011. Contaminated lead environments of man: reviewing the lead isotopic evidence in sediments, peat, and soils for the temporal and spatial patterns of atmospheric lead pollution in Sweden. *Environmental geochemistry and health*, 33(4). 311–329.
- Bindler, R., Brännvall, M.-L., Renberg, I., Emteryd, O., Grip, H., 1999. Natural lead concentrations in pristine boreal forest soils and past pollution trends: A reference for critical load models. *Environmental Science and Technology*, 33. 3362–3367.
- Bindler, R., Renberg, I., Klaminder, J., Emteryd, O., 2004. Tree rings as Pb pollution archives? A comparison of $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ isotope ratios in pine and other environmental media. *Science of the Total Environment*, 319(1-3). 173–183.
- Bishop, M., Harrison, G.E., Raymond, W.H.A., Sutton, A., Rundo, J., 1960. Excretion and retention of radioactive strontium in normal men following a single intravenous injection. *International Journal of Radiation Biology and Related Studies in Physics, Chemistry and Medicine*, 2(2). 125–142.
- Bjørå, R., Falch, J.A., Staaland, H., Nordsletten, L., Gjengedal, E., 2001. Osteoporosis in the Norwegian moose. *Bone*, 29(1). 70–73.

- Blake, K.C.H., Barbezat, G.O., Mann, M., 1983. Effect of dietary constituents on the gastrointestinal absorption of ^{203}Pb in man. *Environmental research*, 30(1). 182–187.
- Blake, K.C.H., Mann, M., 1983. Effect of calcium and phosphorus on the gastrointestinal absorption of ^{203}Pb in man. *Environmental research*, 30(1). 188–194.
- Blasch, K.W., Bryson, J.R., 2007. Distinguishing sources of ground water recharge by using $\delta^2\text{H}$ and $\delta^{18}\text{O}$. *Groundwater*, 45(3). 294–308.
- Blausen, 2014. Medical gallery of Blausen Medical 2014. Staff of Blausen Medical. *WikiJournal of Medicine*. 1(2).
- Blum, J.D., Erel, Y., 1997. Rb-Sr isotope systematics of a granitic soil chronosequence: The importance of biotite weathering. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 61(15). 3193–3204.
- Blum, J.D., Taliaferro, E.H., Holmes, R.T., 2001. Determining the sources of calcium for migratory songbirds using stable strontium isotopes. *Oecologia*, 126(4). 569–574.
- Blum, J.D., Taliaferro, E.H., Weisse, M.T., Holmes, R.T., 2000. Changes in Sr/Ca, Ba/Ca and $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ ratios between trophic levels in two forest ecosystems in the northeastern USA. *Biogeochemistry*, 49(1). 87–101.
- Blume, H.P., Brümmer, G.W., Horn, R., Kandeler, E., Kögel-Knabner, I., Kretzschmar, R., Stahr, K., Wilke, B.M., 2010. Scheffer/schachtschabel: Lehrbuch der Bodenkunde. 16te Auflage. Spektrum Akademischer Verlag Heidelberg.
- Blumenthal, N.C., 1990. The in vitro uptake of trace elements by hydroxyapatite. In: Priest, N.D., Van de Vyver, F.L. (Hrsg). *Trace metals and fluoride in bones and Teeth*. Boca Raton, Florida: CRC Press Inc. 307–313.
- BMU, 1997. Daten zur Umwelt - Der Zustand der Umwelt in Deutschland". Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit. Erich-Schmidt-Verlag, Berlin.
- BMU, 2008. Klimawandel in den Alpen: Fakten, Folgen, Anpassung. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit. <https://www.bmu.de/pressemitteilung/uba-bericht-daten-zur-umwelt-der-zustand-der-umwelt-in-deutschland-ausgabe-1997/>
- Bogden, J.D., Gertner, S.B., Christakos, S., Kemp, F.W., Yang, Z., Katz, S.R., Chu, C., 1992. Dietary calcium modifies concentrations of lead and other metals and renal calbindin in rats. *The Journal of nutrition*, 122(7). 1351–1360.
- Böhlke, J.K., Horan, M., 2000. Strontium isotope geochemistry of groundwaters and streams affected by agriculture, Locust Grove, MD. *Applied Geochemistry*, 15(5). 599–609.
- Boivin, G., Deloffre, P., Perrat, B., Panczer, G., Boudeulle, M., Mauras, Y., Allain, P., Tsouderos, Y., Meunier, P.J., 1996. Strontium distribution and interactions with bone mineral in monkey iliac bone after strontium salt (Sr^{90}) administration. *Journal of Bone and Mineral Research*, 11(9). 1302–1311.
- Bollhöfer, A., Rosman, K.J.R., 2001. Isotopic source signatures for atmospheric lead: the Northern Hemisphere. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 65(11). 1727–1740.

- Bong, Y.S., Shin, W.J., Gautam, M.K., Jeong, Y.J., Lee, A.R., Jang, C.S., Lim, Y.P., Chung, G.S., Lee, K.S., 2012. Determining the geographical origin of Chinese cabbages using multielement composition and strontium isotope ratio analyses. *Food Chem.*, 135. 2666–2674.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.foodchem.2012.07.045>
- Bongers, M., Rusch, B., Van Gestel, C.A., 2004. The effect of counterion and percolation on the toxicity of lead for the springtail *Folsomia candida* in soil. *Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal*, 23(1). 195–199.
- Bony, S., Risi, C., Vimeux, F., 2008. Influence of convective processes on the isotopic composition ($\delta^{18}\text{O}$ and δD) of precipitation and water vapor in the tropics: 1. Radiative-convective equilibrium and Tropical Ocean–Global Atmosphere–Coupled Ocean–Atmosphere Response Experiment (TOGA-COARE) simulations. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 113(D19). D19305.
- Borg, L.E., Banner, J.L., 1996. Neodymium and strontium isotopic constraints on soil sources in Barbados, West Indies. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 60(21). 4193–4206.
- Boskey, A., Camacho, N.P., 2007. FT-IR imaging of native and tissue-engineered bone and cartilage. *Biomaterials*, 28(15). 2465–2478.
- Bowen, G.J., 2010. Isoscapes: spatial pattern in isotopic biogeochemistry. *Annual review of earth and planetary sciences*, 38. 161–187.
- Bowen, G.J., Ehleringer, J.R., Chesson, L.A., Thompson, A.H., Podlesak, D.W., Cerling, T.E., 2009. Dietary and physiological controls on the hydrogen and oxygen isotope ratios of hair from mid-20th century indigenous populations. *American Journal of Physical Anthropology: The Official Publication of the American Association of Physical Anthropologists*, 139(4). 494–504.
- Bowen, G.J., Wilkinson, B., 2002. Spatial distribution of $\delta^{18}\text{O}$ in meteoric precipitation. *Geology*, 30(4). 315–318.
- Bowen, H.J.M., 1982. *Environmental chemistry. Volume 2.* Royal Society of Chemistry.
- Bowen, H.J.M., Dymond, J.A., 1956. The uptake of calcium and strontium by plants from soils and nutrient solutions. *Journal of Experimental Botany*. 264–272.
- Boyde, A., 1989. Enamel. In: Berkovitz, B.K.B. (Hrsg.). *Handbook of Microscopic Anatomy: Teeth.* Springer-Verlag, Berlin. 309–473.
- Boyle, W.J., Simonet, W.S., Lacey, D.L., 2003. Osteoclast differentiation and activation. *Nature*, 423(6937). 337–342.
- Brady, P.V., Carroll, S.A., 1994. Direct effects of CO_2 and temperature on silicate weathering: Possible implications for climate control. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 58(7). 1853–1856.
- Brännvall, M.-L., Bindler, R., Emteryd, O., Nilsson, M., Renberg, I., 1997. Stable isotope and concentration records of atmospheric lead pollution in peat and lake sediments in Sweden. *Water, Air, Soil Pollut.*, 100. 243–252.
- Brännvall, M.-L., Bindler, R., Emteryd, O., Renberg, I., 2001. Four thousand years of atmospheric lead pollution in northern Europe: a summary from Swedish lake sediments. *J. Paleolimnol.*, 25. 421–435.

- Brännvall, M.-L., Bindler, R., Renberg, I., Emteryd, O., Bartnicki, J., Billström, K., 1999. The Medieval metal industry was the cradle of modern large-scale atmospheric lead pollution in northern Europe. *Environ. Sci. Technol.*, 33. 4391–4395.
- Brantley, S.L., Goldhaber, M.B., Ragnarsdottir, K.V., 2007. Crossing disciplines and scales to understand the critical zone. *Elements*, 3(5). 307–314.
- Brass, G.W., 1975. The effect of weathering on the distribution of strontium isotopes in weathering profiles. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 39(12). 1647–1653.
- Brass, G.W., Turekian, K.K., 1972. Strontium distributions in sea water profiles from the Geosecs I (Pacific) and Geosecs II (Atlantic) test stations. *Earth Planet. Sci. Lett.*, 16 (1). 117–121. [https://doi.org/10.1016/0012-821X\(72\)90244-0](https://doi.org/10.1016/0012-821X(72)90244-0)
- Brass, G.W., Turekian, K.K., 1974. Strontium distribution in GEOSECS oceanic profiles. *Earth Planet. Sci. Lett.*, 23 (1). 141–148. [https://doi.org/10.1016/0012-821X\(74\)90041-7](https://doi.org/10.1016/0012-821X(74)90041-7).
- Brault, E.K., Koch, P.L., McMahon, K.W., Broach, K.H., Rosenfield, A.P., Sauthoff, W., Loeb, V.J., Arrigo, K.R., Smith Jr, W.O., 2018. Carbon and Nitrogen Isoscapes in West Antarctica Reflect Oceanographic Transitions. *Marine Ecology Progress Series*, 593. 29–45.
- Braux, J., Velard, F., Guillaume, C., Bouthors, S., Jallot, E., Nedelec, J.M., Laurent-Maquin, D., Laquerrière, P., 2011. A new insight into the dissociating effect of strontium on bone resorption and formation. *Acta biomaterialia*, 7(6). 2593–2603.
- Bres, E.F., Voegel, J.C., Barry, J.C., Waddington, W.G., Frank, R.M., 1986. Feasibility study for the detection of lead substitution sites in the hydroxyapatite crystal structure using high-resolution electron microscopy (HREM) at optimum focus. *Journal of applied crystallography*, 19(3). 168–173.
- Bresinsky, A., Körner, C., Kadereit, J.W., Neuhaus, G., Sonnewald, U., 2008. *Strasburger – Lehrbuch der Botanik*. Spektrum Akademischer Verlag, 36. Auflage.
- Brettell, R., Montgomery, J., Evans, J., 2012. Brewing and stewing: the effect of culturally mediated behaviour on the oxygen isotope composition of ingested fluids and the implications for human provenance studies. *Journal of Analytical Atomic Spectrometry*, 27(5). 778–785.
- Brilli, M., Cavazzini, G., Turi, B., 2005. New data of $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ ratio in classical marble: an initial database for marble provenance determination. *Journal of Archaeological Science*, 32(10). 1543–1551.
- Brioschi, L., Steinmann, M., Lucot, E., Pierret, M.C., Stille, P., Prunier, J., Badot, P.M., 2013. Transfer of rare earth elements (REE) from natural soil to plant systems: Implications for the environmental availability of anthropogenic REE. *Plant Soil.*, 366. 143–163.
- Brixen, K., Nielsen, H.K., Mosekilde, L., Flyvbjerg, A., 1990. A short course of recombinant human growth hormone treatment stimulates osteoblasts and activates bone remodeling in normal human volunteers. *Journal of Bone and Mineral Research*, 5(6). 609–618.
- Broecker, W.S., 1963. A preliminary evaluation of uranium series inequilibrium as a tool for absolute age measurement on marine carbonates. *J. Geophys. Res.*, 68. 2817–2834. <https://doi.org/10.1029/JZ068i009p02817>
- Broecker, W.S., Peng, T.H., 1982. *Tracers in the Sea*.

- Brooks, J.R., Barnard, H.R., Coulombe, R., McDonnell, J.J., 2010. Ecohydrologic separation of water between trees and streams in a Mediterranean climate. *Nature Geoscience*, 3(2). 100–104.
- Brownridge, J.D., 1984. The radial distribution of ^{137}Cs and ^{40}K in tree stems. *Journal of plant nutrition*, 7(6). 887–896.
- Brudevold, F., Aasenden, R., Srinivasian, B.N., Bakhos, Y., 1977. Lead in enamel and saliva, dental caries and the use of enamel biopsies for measuring past exposure to lead. *Journal of dental research*, 56(10). 1165–1171.
- Brunet, J., Varrault, G., Zuily-Fodil, Y., Repellin, A., 2009. Accumulation of lead in the roots of grass pea (*Lathyrus sativus* L.) plants triggers systemic variation in gene expression in the shoots. *Chemosphere*, 77(8). 1113–1120.
- Brunner, M., Katona, R., Stefánka, Z., Prohaska, T., 2010. Determination of the geographical origin of processed spice using multielement and isotopic pattern on the example of Szegedi paprika. *European Food Research and Technology*, 231(4). 623–634.
- Bruns, M.E., Wallshein, V., Bruns, D.E., 1982. Regulation of calcium-binding protein in mouse placenta and intestine. *American Journal of Physiology-Endocrinology And Metabolism*, 242(1). E47–E52.
- Bryant, J.D., Froelich, P.N., 1995. A model of oxygen isotope fractionation in body water of large mammals. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 59(21). 4523–4537.
- Bryant, J.D., Koch, P.L., Froelich, P.N., Showers, W.J., Genna, B.J., 1996. Oxygen isotope partitioning between phosphate and carbonate in mammalian apatite. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 60(24). 5145–5148.
- Bryant, J.D., Luz, B., Froelich, P.N., 1994. Oxygen isotopic composition of fossil horse tooth phosphate as a record of continental paleoclimate. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*, 107(3-4). 303–316.
- Buache, E., Velard, F., Bauden, E., Guillaume, C., Jallot, E., Nedelec, J.M., Laurent-Maquin, D., Laquerriere, P., 2012. Effect of strontium-substituted biphasic calcium phosphate on inflammatory mediators production by human monocytes. *Acta biomaterialia*, 8(8). 3113–3119.
- Budd, P., Montgomery, J., Evans, J., Barreiro, B., 2000. Human tooth enamel as a record of the comparative lead exposure of prehistoric and modern people. *Science of the Total Environment*, 263(1-3). 1–10.
- Buddenbrock, W., 1956. *Vergleichende Physiologie: Band III Ernährung, Wasserhaushalt und Mineralhaushalt der Tiere (Vol. 8)*. Springer-Verlag.
- Bullen, T., White, A., Blum, A., Harden, J., Schulz, M., 1997. Chemical weathering of a soil chronosequence on granitoid alluvium: II. Mineralogic and isotopic constraints on the behavior of strontium. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 61(2). 291–306.
- Bullen, T.D., Bailey, S.W., 2005. Identifying calcium sources at an acid deposition-impacted spruce forest: a strontium isotope, alkaline earth element multi-tracer approach. *Biogeochemistry*, 74(1). 63–99.
- Bullen, T.D., Kendall, C., 1998. Tracing of weathering reactions and water flowpaths: a multi-isotope approach. In: Kendall, C., McDonnell, J.J. (Hrsg.). *Isotope tracers in catchment hydrology*. 611–646.

VII. Referenzen

- Bunker, D.J., Smith, J.T., Livens, F.R., Hilton, J., 2000. Determination of radionuclide exchangeability in freshwater systems. *Science of the total environment*, 263(1-3). 171–183.
- Burger, C., Zhou, H.W., Wang, H., Sics, I., Hsiao, B.S., Chu, B., Graham, L., Glimcher, M.J., 2008. Lateral packing of mineral crystals in bone collagen fibrils. *Biophysical journal*, 95(4). 1985–1992.
- Burke, W.H., Denison, R.E., Hetherington, E.A., Koepnick, R.B., Nelson, H.F., Otto, J.B., 1982. Variation of seawater $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ throughout Phanerozoic time. *Geology*, 10(10). 516–519.
- Burr, D.B., 2002. Targeted and nontargeted remodeling. *Bone*, 30(1). 2–4.
- Burton, J.H., 2008. Bone chemistry and trace element analysis. In: Katzenberg, A., Saunders, S.R. (Hrsg). *Biological Anthropology of the Human Skeleton*, second ed. John Wiley & Sons Inc. 443–460.
- Burton, J.H., Hahn, R., 2016. Assessing the “local” $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ ratio for humans. In: Grupe, G., McGlynn, G.C. (Hrsg). *Isotopic Landscapes in Bioarchaeology*. Springer, Berlin, Heidelberg. 113–121.
- Burton, J.H., Price, T.D., 2013. Seeking the local $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ ratio to determine geographic origins of humans. In: Armitage, R.A., Burton, J.H. (Hrsg). *Archaeological Chemistry VIII*. American Chemical Society. 309–320.
- Burton, J.H., Price, T.D., Cahue, L., Wright, L.E., 2003. The use of barium and strontium abundances in human skeletal tissues to determine their geographic origins. *International Journal of Osteoarchaeology*, 13(1-2). 88–95.
- Burton, J.H., Price, T.D., Middleton, W.D., 1999. Correlation of bone Ba/Ca and Sr/Ca due to biological purification of calcium. *Journal of archaeological science*, 26(6). 609–616.
- Burton, J.H., Wright, L.E., 1995. Nonlinearity in the relationship between bone Sr/Ca and diet: paleodietary implications. *American journal of physical anthropology*, 96(3). 273–282.
- Burton, K.W., Morgan, E., Roig, A., 1984. The influence of heavy metals upon the growth of sitka-spruce in South Wales forests. *Plant and Soil*, 78(3). 271–282.
- Cai, Z., Tian, L., 2016. Atmospheric controls on seasonal and interannual variations in the precipitation isotope in the East Asian monsoon region. *Journal of Climate*, 29(4). 1339–1352.
- Calabrese, E.J., Stanek, E., James, R.C., Roberts, S.M., 1997. Soil ingestion: a concern for acute toxicity in children. *Environmental health perspectives*, 105(12). 1354–1358.
- Campbell, N.A., Kratochwil, A., Lazar, T., Reece, J.B., 2009. *Biologie*, 8te Auflage. Pearson Studium, München.
- Cannon, R.S., Pierce, A.P., Antweiler, J.C., Buck, K.L., 1961. The data of lead isotope geology related to problems of ore genesis. *Economic Geology*, 56(1). 1–38.
- Capo, R.C., Chadwick, O.A., Hendricks, D.M., 1994. Constraining atmospheric inputs and in situ weathering in soils developed along a climate gradient using Sr isotopes. In *Abstracts of the Eighth International Conference on Geochronology, Cosmochronology, and Isotope Geology*. US Geological Survey Circular, 1107. 1–47. [zitiert nach Capo et al. 1998]
- Capo, R.C., DePaolo, D.J., 1992. Homogeneity of Sr isotopes in the oceans. *EOS, Transactions of the American Geophysical Union*, 73. 272.

- Capo, R.C., Stewart, B.W., Chadwick, O.A., 1998. Strontium isotopes as tracers of ecosystem processes: theory and methods. *Geoderma*, 82(1-3). 197–225.
- Carden, A., Morris, M.D., 2000. Application of vibrational spectroscopy to the study of mineralized tissues. *Journal of biomedical optics*, 5(3). 259–269.
- Carlson, A.K., 1996. Lead isotope analysis of human bone for addressing cultural affinity: a case study from Rocky Mountain House, Alberta. *Journal of Archaeological Science*, 23(4). 557–567.
- Carr, T.E.F., Harrison, G.E., Loutit, J.F., Sutton, A., 1962. Movement of strontium in the human body. *British Medical Journal*, 2(5307). 773–775.
- Carr, T.E.F., Nolan, J., 1968. Inhibition of the absorption of dietary radiostrontium by aluminium phosphate gel and sodium alginate in the rat. *Nature*, 219(5153). 500.
- Carrer, F., 2015. Herding strategies, dairy economy and seasonal sites in the Southern Alps: Ethnoarchaeological inferences and archaeological implications. *Journal of Mediterranean Archaeology*, 28(1). 3–22.
- Carter, M.R., Gregorich, E.G., 2008. Soil sampling and methods of analysis. Second edition. CRC Press. 1204 S.
- Cataldo, D.A., Wildung, R.E., Garland, T.R., 1987. Speciation of Trace Inorganic Contaminants in Plants and Bioavailability to Animals: An Overview 1. *Journal of environmental quality*, 16(4). 289–295.
- Catanzaro, E.J., Murphy, T.J., Shields, W.R., Garner, E.L., 1968. Absolute isotopic abundance ratios of common, equal-atom, and radiogenic lead isotopic standards. *Journal of Research of the National Bureau of Standards. Section A, Physics and Chemistry*, 72(3). 261–267.
- Cazalbou, S., Combes, C., Eichert, D., Rey, C., 2004. Adaptative physico-chemistry of bio-related calcium phosphates. *Journal of Materials Chemistry*, 14(14). 2148–2153.
- Cecchi, M., Dumat, C., Alric, A., Felix-Faure, B., Pradère, P., Guiresse, M., 2008. Multi-metal contamination of a calcic cambisol by fallout from a lead-recycling plant. *Geoderma*, 144(1-2). 287 – 298.
- Cenkci, S., Ciğerci, İ.H., Yıldız, M., Özay, C., Bozdağ, A., Terzi, H., 2010. Lead contamination reduces chlorophyll biosynthesis and genomic template stability in *Brassica rapa* L. *Environmental and experimental botany*, 67(3). 467–473.
- Cernusak, L.A., Barbour, M.M., Arndt, S.K., Cheesman, A.W., English, N.B., Feild, T.S., Helliker, B.R., Holloway-Phillips, M.M., Holtum, J.A., Kahmen, A., McInerney, F.A., 2016. Stable isotopes in leaf water of terrestrial plants. *Plant, Cell & Environment*, 39(5). 1087–1102.
- Cernusak, L.A., Farquhar, G.D., Pate, J.S., 2005. Environmental and physiological controls over oxygen and carbon isotope composition of Tasmanian blue gum, *Eucalyptus globulus*. *Tree physiology*, 25(2). 129–146.
- Cernusak, L.A., Kahmen, A., 2013. The multifaceted relationship between leaf water ^{18}O enrichment and transpiration rate. *Plant, Cell and Environment*, 36(7). 1239–1241.
- Chadwick, O.A., Derry, L.A., Bern, C.R., Vitousek, P.M., 2009. Changing sources of strontium to soils and ecosystems across the Hawaiian Islands. *Chemical Geology*, 267(1-2). 64–76.
- Chadwick, O.A., Derry, L.A., Vitousek, P.M., Huebert, B.J., Hedin, L.O., 1999. Changing sources of nutrients during four million years of ecosystem development. *Nature*, 397(6719). 491–497.

- Chaney, R.L., 1989. Toxic element accumulation in soils and crops: protecting soil fertility and agricultural food-chains. In: Bar-Yosef, B., Barrow, N.J., Goldshmid, J. (Hrsg.). Inorganic contaminants in the vadose zone. Springer, Berlin, Heidelberg. 140–158.
- Chaney, R.L., Giordano, P.M., 1977. Microelements as related to plant deficiencies and toxicities. In: Elliott, L.F., Stevenson, F.J. (Hrsg.) Soils for management of organic wastes and waste waters. American Society of Agronomy, Madison. 233–280.
- Chaney, R.L., Mielke, H.W., Sterrett, S.B., 1989. Speciation, mobility and bioavailability of soil lead. *Environ. Geochem. Health*, 11. 105–129.
- Chang, L.W., Magos, L., Suzuki, T., 1996. Toxicology of metals. Taylor & Francis US. 1054 S.
- Charlier, B.L.A., Nowell, G.M., Parkinson, I.J., Kelley, S.P., Pearson, D.G., Burton, K.W., 2012. High temperature strontium stable isotope behaviour in the early solar system and planetary bodies. *Earth and Planetary Science Letters*, 329. 31–40.
- Chen, G., Auerswald, K., 2018. A user-friendly calculator for determining oxygen isotope composition of body water in cows based on the MK model and examples of its applications. *Computers and Electronics in Agriculture*, 154. 248–255.
- Chen, G., Schnyder, H., Auerswald, K., 2017. Model explanation of the seasonal variation of $\delta^{18}\text{O}$ in cow (*Bos taurus*) hair under temperate conditions. *Scientific reports*, 7(1). 320.
- Chen, M., Ma, L.Q., 1998. Comparison of four USEPA digestion methods for trace metal analysis using certified and Florida soils. *Journal of Environmental Quality*, 27(6). 1294–1300.
- Chenery, S.R., Izquierdo, M., Marzouk, E., Klinck, B., Palumbo-Roe, B., Tye, A.M., 2012. Soil–plant interactions and the uptake of Pb at abandoned mining sites in the Rookhope catchment of the N. Pennines, UK—A Pb isotope study. *Science of the total environment*, 433. 547–560.
- Chesson, L.A., Tipple, B.J., Mackey, G.N., Hynek, S.A., Fernandez, D.P., Ehleringer, J.R., 2012. Strontium isotopes in tap water from the coterminous USA. *Ecosphere*, 3(7). 1–17.
- Cheung, C., Schroeder, H., Hedges, R.E., 2012. Diet, social differentiation and cultural change in Roman Britain: new isotopic evidence from Gloucestershire. *Archaeological and Anthropological Sciences*, 4(1). 61–73.
- Chiaradia, M., Cupelin, F., 2000. Behaviour of airborne lead and temporal variations of its source effects in Geneva (Switzerland): comparison of anthropogenic versus natural processes. *Atmospheric Environment*, 34(6). 959–971.
- Choi, S.M., Lee, H.S., Lee, G.H., Han, J.K., 2008. Determination of the strontium isotope ratio by ICP-MS ginseng as a tracer of regional origin. *Food chemistry*, 108(3). 1149–1154.
- Chow, T.J., Patterson, C.C., 1962. The occurrence and significance of lead isotopes in pelagic sediments. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 26. 263–308.
- Christian, L.N., Banner, J.L., Mack, L.E., 2011. Sr isotopes as tracers of anthropogenic influences on stream water in the Austin, Texas, area. *Chemical Geology*, 282(3-4). 84–97.
- Clark, I.D., Fritz, P., 1997. Environmental isotopes in hydrogeology. CRC press.
- Clark, S.B., Johnson, W.H., Malek, M.A., Serkiz, S.M., Hinton, T.G., 1996. A comparison of sequential extraction techniques to estimate geochemical controls on the mobility of fission product, actinide, and heavy metal contaminants in soils. *Radiochimica Acta*, 74(s1). 173–180.

- Clarke, B., 2008. Normal bone anatomy and physiology. *Clinical journal of the American Society of Nephrology*, 3(Supplement 3). S131–S139.
- Clausing, P., Brunekreef, B., Van Wijnen, J.H., 1987. A method for estimating soil ingestion by children. *International archives of occupational and environmental health*, 59(1). 73–82.
- Clauss, W., Clauss, C., 2009. *Humanbiologie kompakt*. Springer-Verlag.
- Cloquet, C., Carignan, J., Libourel, G., Sterckeman, T., Perdrix, E., 2006. Tracing source pollution in soils using cadmium and lead isotopes. *Environmental science & technology*, 40(8). 2525–2530.
- Cloy, J.M., Farmer, J.G., Graham, M.C., MacKenzie, A.B., Cook, G.T., 2005. A comparison of antimony and lead profiles over the past 2500 years in Flanders Moss ombrotrophic peat bog, Scotland. *Journal of Environmental Monitoring*, 7(12). 1137–1147.
- Cloy, J.M., Farmer, J.G., Graham, M.C., MacKenzie, A.B., Cook, G.T., 2008. Historical records of atmospheric Pb deposition in four Scottish ombrotrophic peat bogs: an isotopic comparison with other records from western Europe and Greenland. *Global Biogeochemical Cycles*, 22(2). 1–16.
- Coelho, I., Castanheira, I., Bordado, J.M., Donard, O., Silva, J.A.L., 2017. Recent developments and trends in the application of strontium and its isotopes in biological related fields. *Trends in Analytical Chemistry*, 90. 45–61.
- Colvin, L.B., Creger, C.R., 1967. Stable strontium and experimental bone anomalies. *Fed Proc.*, 26. 416.
- Colvin, L.B., Creger, C.R., Ferguson, T.M., Crookshank, H.R., 1972. Experimental epiphyseal cartilage anomalies by dietary strontium. *Poultry science*, 51(2). 576–581.
- Comar, C.L., 1963. Some over-all aspects of strontium-calcium discrimination. In: Wasserman, R.H. (Hrsg). *The transfer of Calcium and Strontium across biological membranes*. New York: Academic press. 405–417.
- Comar, C.L., Bronner, F., 1969. *Mineral Metabolism – An Advanced Treatise*, Vol. III. New York and London: Academic Press.
- Comar, C.L., Russell, R.S., Wasserman, R.H., 1957. Strontium-calcium movement from soil to man. *Science*, 126(3272). 485–492.
- Coogan, L.A., Gillis, K.M., 2013. Evidence that low-temperature oceanic hydrothermal systems play an important role in the silicate-carbonate weathering cycle and long-term climate regulation. *Geochemistry, Geophysics, Geosystems*, 14(6). 1771–1786.
- Coplen, T.B., De Bièvre, P., Krouse, H.R., Vocke, R.D., Gröning, M., Rozanski, K., 1996. Ratios for light-element isotopes standardized for better interlaboratory comparison. *Eos, Transactions American Geophysical Union*, 77(27). 255–255.
- Cormie, A.B., Luz, B., Schwarcz, H.P., 1994. Relationship between the hydrogen and oxygen isotopes of deer bone and their use in the estimation of relative humidity. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 58(16). 3439–3449.
- Cotton, F.A., Wilkinson, G., 1980. *Advanced inorganic chemistry*. John Wiley & Sons Inc. 1401 S.
- Couradeau, E., Benzerara, K., Gérard, E., Moreira, D., Bernard, S., Brown, G.E., López-García, P., 2012. An early-branching microbialite cyanobacterium forms intracellular carbonates. *Science*, 336(6080). 459–462.

VII. Referenzen

- Courchesne, F., Gobran, G.R., 1997. Mineralogical variations of bulk and rhizosphere soils from a Norway spruce stand. *Soil Science Society of America Journal*, 61(4). 1245–1249.
- Craig, H., 1961. Isotopic variations in meteoric waters. *Science*, 133(3465). 1702–1703.
- Craig, H., Gordon, L.I., 1965. Deuterium and oxygen 18 variations in the ocean and the marine atmosphere. In: Tongiorgi, E. (Hrsg.). *Proceedings of a conference on stable isotopes in oceanographic studies and paleotemperatures*. 9–130.
- Crittenden, R.G., Andrew, A.S., LeFournour, M., Young, M.D., Middleton, H., Stockmann, R., 2007. Determining the geographic origin of milk in Australasia using multi-element stable isotope ratio analysis. *International Dairy Journal*, 17(5). 421–428.
- Crosera, M., Bovenzi, M., Maina, G., Adami, G., Zanette, C., Florio, C., Larese, F.F., 2009. Nanoparticle dermal absorption and toxicity: a review of the literature. *International archives of occupational and environmental health*, 82(9). 1043–1055.
- Crowley, B.E., Miller, J.H., Bataille, C.P., 2017. Strontium isotopes ($^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$) in terrestrial ecological and palaeoecological research: empirical efforts and recent advances in continental-scale models. *Biol. Rev.*, 92 (1). 43–59. <https://doi.org/10.1111/brv.12217>
- Cuddihy, R.G., Ozog, J.A., 1973. Nasal absorption of CsCl , SrCl_2 , BaCl_2 and CeCl_3 in syrian hamsters. *Health physics*, 25(3). 219–224.
- Cummings, J.H., Macfarlane, G.T., 1991. The control and consequences of bacterial fermentation in the human colon. *Journal of Applied Bacteriology*, 70(6). 443–459.
- Curzon, M.E.J., Crocker, D.C., 1978. Relationships of trace elements in human tooth enamel to dental caries. *Archives of oral biology*, 23(8). 647–653.
- Curzon, M.E.J., Losee, F.L., 1977. Strontium content of enamel and dental caries. *Caries research*, 11(6). 321–326.
- Cutter, B.E., Guyette, R.P., 1993. Anatomical, chemical, and ecological factors affecting tree species choice in dendrochemistry studies. *J. Environ. Qual.*, 22. 611–619.
- Cuvier, A., Pourcelot, L., Probst, A., Prunier, J., Le Roux, G., 2016. Trace elements and Pb isotopes in soils and sediments impacted by uranium mining. *Science of the Total Environment*, 566. 238–249.
- D'Angela, D., Longinelli, A., 1990. Oxygen isotopes in living mammal's bone phosphate: further results. *Chemical Geology: Isotope Geoscience section*, 86(1). 75–82.
- D'Angela, D., Longinelli, A., 1993. Oxygen isotopic composition of fossil mammal bones of Holocene age: Palaeoclimatological considerations. *Chemical Geology*, 103(1-4). 171–179.
- Dahl, S.G., Allain, P., Marie, P.J., Mauras, Y., Boivin, G., Ammann, P., Tsouderos, Y., Delmas, P.D., Christiansen, C., 2001. Incorporation and distribution of strontium in bone. *Bone*, 28(4). 446–453.
- DalCorso, G., Farinati, S., Maistri, S., Furini, A., 2008. How plants cope with cadmium: staking all on metabolism and gene expression. *Journal of integrative plant biology*, 50(10). 1268–1280.
- Dalenberg, J.W., Van Driel, W., 1990. Contribution of atmospheric deposition to heavy-metal concentrations in field crops. *Netherlands Journal of Agricultural Science*, 38. 369–379.

- Dambrine, E., Loubet, M., Vega, J.A., Lissarague, A., 1997. Localisation of mineral uptake by roots using Sr isotopes. *Plant Soil*, 192. 129–132. <http://dx.doi.org/10.1023/A:1004294820733>
- Dansgaard, W., 1964. Stable isotopes in precipitation. *Tellus*, 16(4). 436–468.
- Darling, W.G., Ármannsson, H., 1989. Stable isotopic aspects of fluid flow in the Krafla, Námafjall and Theistareykir geothermal systems of northeast Iceland. *Chemical Geology*, 76(3-4). 197–213.
- Dasch, E.J., 1969. Strontium isotopes in weathering profiles, deep-sea sediments, and sedimentary rocks. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 33(12). 1521–1552.
- Daux, V., Lécuyer, C., Héran, M.A., Amiot, R., Simon, L., Fourel, F., Martineau, F., Lynnerup, N., Reyckler, H., Escarguel, G., 2008. Oxygen isotope fractionation between human phosphate and water revisited. *Journal of human evolution*, 55(6). 1138–1147.
- Davies, D.R., Bassingthwaite, J.B., Kelly, P.J., 1976. Transcapillary exchange of strontium and sucrose in canine tibia. *Journal of applied physiology*, 40(1). 17–22.
- Davis, A.C., Bickle, M.J., Teagle, D.A., 2003. Imbalance in the oceanic strontium budget. *Earth and Planetary Science Letters*, 211(1-2). 173–187.
- Davis, S., Mirick, D.K., 2006. Soil ingestion in children and adults in the same family. *Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology*, 16(1). 63–75.
- Davraz, A., 2014. Application of hydrogeochemical techniques in geothermal systems; examples from the eastern Mediterranean region. *Geothermal Systems and Energy Resources: Turkey and Greece*, 77.
- Dawson, T.E., 1993. Water sources of plants as determined from xylem-water isotopic composition: perspectives on plant competition, distribution, and water relations. In: Ehleringer, J., Hall, A.E., Farquhar, G.D. (Hrsg.). *Stable isotopes and plant carbon-water relations*. Academic Press. 465–496.
- Dawson, T.E., Ehleringer, J.R., 1991. Streamside trees that do not use stream water. *Nature*, 350(6316). 335.
- De Abreu, C.A., De Abreu, M.F., De Andrade, J.C., 1998. Distribution Of Lead In The Soil Profile Evaluated By Dtpa And Mehlich-3 Solutions [distribuição De Chumbo No Perfil De Solo Avaliada Pelas Soluções De Dtpa E Mehlich-3]. *Bragantia*. 185 – 192.
- De Jong, W.F., 1926. La substance minerale dans les os. *Recueil des Travaux Chimiques des Pays-Bas*, 45(6). 445–448.
- Decelle, J., Martin, P., Paborstava, K., Pond, D.W., Tarling, G., Mahé, F., De Vargas, C., Lampitt, R., Not, F., 2013. Diversity, ecology and biogeochemistry of cyst-forming Acantharia (Radiolaria) in the oceans. *PLoS One*, 8(1). e53598.
- Degryse, P., Shortland, A., De Muynck, D., Van Heghe, L., Scott, R., Neyt, B., Vanhaecke, F., 2010. Considerations on the provenance determination of plant ash glasses using strontium isotopes. *Journal of Archaeological Science*, 37(12). 3129–3135.
- Dehelean, A., Voica, C., 2012. Determination of lead and strontium isotope ratios in wines by inductively coupled plasma mass spectrometry. *Romanian Journal of Physics*, 57(7-8). 1194–1203.

- Delile, H., Blichert-Toft, J., Goiran, J.P., Keay, S., Albarède, F., 2014. Lead in ancient Rome's city waters. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 111(18). 6594–6599.
- Deljanin, I.V., Tomašević, M.N., Urošević, M.P.A., Antanasijević, D.Z., Perić-Grujić, A.A., Ristić, M.Đ., 2014. Lead isotopic composition in tree leaves as tracers of lead in an urban environment. *Ecological indicators*, 45. 640–647.
- Delves, H.T., Campbell, M.J., 1993. Identification and apportionment of sources of lead in human tissue. *Environmental geochemistry and health*, 15(2-3). 75–84.
- DeNiro, M.J., Epstein, S., 1979. Relationship between the oxygen isotope ratios of terrestrial plant cellulose, carbon dioxide, and water. *Science*, 204(4388). 51–53.
- DePaolo, D.J., Ingram, B.L., 1985. High-resolution stratigraphy with strontium isotopes. *Science*, 227(4689). 938–941.
- Deshpande, R.D., Bhattacharya, S.K., Jani, R.A., Gupta, S.K., 2003. Distribution of oxygen and hydrogen isotopes in shallow groundwaters from Southern India: influence of a dual monsoon system. *Journal of Hydrology*, 271(1-4). 226–239.
- Dia, A.N., Cohen, A.S., O'Nions, R.K., Shackleton, N.J., 1992. Seawater Sr isotope variation over the past 300 kyr and influence of global climate cycles. *Nature*, 356(6372). 786.
- Díaz-Somoano, M., Suárez-Ruiz, I., Alonso, J.I.G., Encinar, J.R., López-Antón, M.A., Martínez-Tarazona, M.R., 2007. Lead isotope ratios in Spanish coals of different characteristics and origin. *International Journal of Coal Geology*, 71(1). 28–36.
- Dickin, A.P., 2005. *Radiogenic isotope geology*. Cambridge, UK: Cambridge Univ. Press. 492 S.
- Dietz, M. L., Jensen, M. P., 2004. EXAFS investigations of strontium complexation by a polymer-supported crown ether. *Talanta*, 62(1). 109–113.
- Dijkstra, F.A., Van Breemen, N., Jongmans, A.G., Davies, G.R., Likens, G.E., 2003. Calcium weathering in forested soils and the effect of different tree species. *Biogeochemistry*, 62(3). 253–275.
- DIN 38406-6:1998-07. Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung - Kationen (Gruppe E) - Teil 6: Bestimmung von Blei mittels Atomabsorptionsspektrometrie (AAS) (E 6).
- Doe, B.R., Delevaux, M.H., 1972. Source of lead in southeast Missouri galena ores. *Economic Geology*, 67(4). 409–425.
- Doe, B.R., Stacey, J.S., 1974. The application of lead isotopes to the problems of ore genesis and ore prospect evaluation: a review. *Economic Geology*, 69(6). 757–776.
- Dolphin, G.W., Eve, I.S., 1963. The metabolism of strontium in adult humans. *Physics in Medicine & Biology*, 8(2). 193–203.
- Dongmann, G., Nürnberg, H.W., Förstel, H., Wagener, K., 1974. On the enrichment of H₂¹⁸O in the leaves of transpiring plants. *Radiation and environmental biophysics*, 11(1). 41–52.
- Dorozhkin, S.V., Eppe, M., 2002. Biological and medical significance of calcium phosphates. *Angewandte Chemie International Edition*, 41(17). 3130–3146.
- Dörr, H., Münnich, K.O., Mangini, A., Schmitz, W., 1990. Gasoline lead in West German soils. *Naturwissenschaften*, 77(9). 428–430.

- Doskoczynsk, M., 2005. Klimatische Gliederung Mitteleuropas heute. GRIN Verlag, München.
<https://www.grin.com/document/110417>
- Doucet, F.J., Carignan, J., 2001. Atmospheric Pb isotopic composition and trace metal concentration as revealed by epiphytic lichens: an investigation related to two altitudinal sections in Eastern France. *Atmospheric Environment*, 35(21). 3681–3690.
- Dowd, T.L., Rosen, J.F., Gundberg, C.M., Gupta, R.K., 1994. The displacement of calcium from osteocalcin at submicromolar concentrations of free lead. *Biochimica et Biophysica Acta (BBA)-Molecular Basis of Disease*, 1226(2). 131–137.
- Dowd, T.L., Rosen, J.F., Gupta, R.K., 1990. ³¹P NMR and saturation transfer studies of the effect of Pb²⁺ on cultured osteoblastic bone cells. *Journal of Biological Chemistry*, 265(34). 20833–20838.
- Drouet, T., Herbauts, J., 2008. Evaluation of the mobility and discrimination of Ca, Sr and Ba in forest ecosystems: consequence on the use of alkaline-earth element ratios as tracers of Ca. *Plant and soil*, 302(1-2). 105–124.
- Drouet, T., Herbauts, J., Demaiffe, D., 2005a. Long-term records of strontium isotopic composition in tree rings suggest changes in forest calcium sources in the early 20th century. *Global change biology*, 11(11). 1926–1940.
- Drouet, T., Herbauts, J., Gruber, W., Demaiffe, D., 2005b. Strontium isotope composition as a tracer of calcium sources in two forest ecosystems in Belgium. *Geoderma*, 126(3-4). 203–223.
- Drouet, T., Herbauts, J., Gruber, W., Demaiffe, D., 2007. Natural strontium isotope composition as a tracer of weathering patterns and of exchangeable calcium sources in acid leached soils developed on loess of central Belgium. *European journal of soil science*, 58(1). 302–319.
- Drucker, D.G., Bridault, A., Cupillard, C., Hujic, A., Bocherens, H., 2011. Evolution of habitat and environment of red deer (*Cervus elaphus*) during the Late-glacial and early Holocene in eastern France (French Jura and the western Alps) using multi-isotope analysis ($\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$, $\delta^{18}\text{O}$, $\delta^{34}\text{S}$) of archaeological remains. *Quaternary International*, 245(2). 268–278.
- Duarte, R.M., Matos, J.T., Paula, A.S., Lopes, S.P., Ribeiro, S., Santos, J.F., Patinha, C., da Silva, E.F., Soares, R., Duarte, A.C., 2017. Tracing of aerosol sources in an urban environment using chemical, Sr isotope, and mineralogical characterization. *Environ. Sci. Pollut. Res.*, 24 (12). 11006–11016. <https://doi.org/10.1007/s11356-016-7793-8>.
- Dudás, F.Ö., LeBlanc, S.A., Carter, S.W., Bowring, S.A., 2016. Pb and Sr concentrations and isotopic compositions in prehistoric North American teeth: A methodological study. *Chemical Geology*, 429. 21–32.
- Duggan, M.J., Williams, S., 1977. Lead-in-dust in city streets. *Sci Total Environ*, 7(1). 91–97.
- Dumat, C., Quenea, K., Bermond, A., Toinen, S., Benedetti, M.F., 2006. Study of the trace metal ion influence on the turnover of soil organic matter in cultivated contaminated soils. *Environmental Pollution*, 142(3). 521–529.
- Dunlap, C.E., Steinnes, E., Flegal, A.R., 1999. A synthesis of lead isotopes in two millennia of European air. *Earth and Planetary Science Letters*, 167(1-2). 81–88.

- Durante, C., Baschieri, C., Bertacchini, L., Cocchi, M., Sighinolfi, S., Silvestri, M., Marchetti, A., 2013. Geographical traceability based on $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ indicator: a first approach for PDO Lambrusco wines from Modena. *Food Chem.*, 141. 2779–2787.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.foodchem.2013.05.108>
- Dzubay, T.G., Stevens, R.K., 1975. Ambient air analysis with dichotomous sampler and X-ray fluorescence spectrometer. *Environmental Science & Technology*, 9(7). 663–668.
- Eckhardt, F.E., 1985. Solubilization, transport, and deposition of mineral cations by microorganisms-efficient rock weathering agents. In: Drever, J.I. (Hrsg.). *The chemistry of weathering*. Springer, Dordrecht. 161–173.
- Edwards, T.W.D., Fritz, P., 1986. Assessing meteoric water composition and relative humidity from ^{18}O and ^2H in wood cellulose: paleoclimatic implications for southern Ontario, Canada. *Applied Geochemistry*, 1(6). 715–723.
- EEA, 2009. Regional climate change and adaptation – The Alps facing the challenge of changing water resources. European environment agency. Copenhagen. Report no. 8.
- Eeva, T., Lehtikoinen, E., 2000. Pollution: Recovery of breeding success in wild birds. *Nature*, 403(6772). 851–852.
- EFSA, 2010. Scientific Opinion on lead in food. Panel on Contaminants in the Food Chain (CONTAM). *EFSA Journal*, 8(4). 1570.
- Ehleringer, J.R., Cerling, T.E., West, J.B., 2007. Forensic science applications of stable isotope ratio analysis. In: Blackledge, R.D. (Hrsg.). *Forensic analysis on the cutting edge: New methods for trace evidence analysis*. John Wiley & Sons, Inc., San Diego, California, USA. 399–422.
- Ehleringer, J.R., Thompson, A.H., Podlesak, D.W., Bowen, G.J., Chesson, L.A., Cerling, T.E., Park, T., Dostie, P., Schwarcz, H., 2010. A framework for the incorporation of isotopes and isoscapes in geospatial forensic investigations. In: West, J.B., Bowen, G.J., Dawson, T.E., Tu, K.P. (Hrsg.). *Isoscapes*. Springer, Dordrecht. 357–387.
- Ehlken, S., Kirchner, G., 1996. Seasonal variations in soil-to-grass transfer of fallout strontium and cesium and of potassium in North German soils. *Journal of Environmental Radioactivity*, 33(2). 147–181.
- Elderfield, H., 1986. Strontium isotope stratigraphy. *Palaeogeography, palaeoclimatology, palaeoecology*, 57(1). 71–90.
- Element, C.A.S., 2007. Method 3051A microwave assisted acid digestion of sediments, sludges, soils, and oils. *Z. Für Anal. Chem.*, 111. 362–366.
- Elgawhary, S.M., Malzer, G.L., Barber, S.A., 1972. Calcium and Strontium Transport to Plant Roots 1. *Soil Science Society of America Journal*, 36(5). 794–799.
- Elias, R.W., Hirao, Y., Patterson, C.C., 1982. The circumvention of the natural biopurification of calcium along nutrient pathways by atmospheric inputs of industrial lead. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 46(12). 2561–2580.
- Ellmore, G.S., Ewers, F.W., 1986. Fluid flow in the outermost xylem increment of a ring-porous tree, *Ulmus americana*. *American Journal of Botany*, 73(12). 1771–1774.

- Emmanuel, S., Erel, Y., 2002. Implications from concentrations and isotopic data for Pb partitioning processes in soils. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 66(14). 2517–2527.
- EN ISO 11885:2009. Wasserbeschaffenheit - Bestimmung von ausgewählten Elementen durch induktiv gekoppelte Plasma-Atom-Emissionsspektrometrie (ICP-OES) (ISO 11885:2007); Deutsche Fassung.
- Engel, G., Krieg, F., Reif, G., 1975. Mischkristallbildung und Kationenordnung im System bleihydroxylapatit-Calciumhydroxylapatit. *Journal of Solid State Chemistry*, 15(2). 117–126.
- English, N.B., Betancourt, J.L., Dean, J.S., Quade, J., 2001. Strontium isotopes reveal distant sources of architectural timber in Chaco Canyon. *New Mex. Proc. Natl. Acad. Sci.*, 98. 11891–11896. <http://dx.doi.org/10.1073/pnas.211305498>
- Epova, E.N., Bérail, S., Zuliani, T., Malherbe, J., Sarthou, L., Valiente, M., Donard, O.F., 2018. $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ isotope ratio and multielemental signatures as indicators of origin of European cured hams: The role of salt. *Food chemistry*, 246. 313–322.
- Epstein, E., Leggett, J.E., 1954. The absorption of alkaline earth cations by barley roots: kinetics and mechanism. *American Journal of Botany*, 41(10). 785–791.
- Epstein, S., Thompson, P., Yapp, C.J., 1977. Oxygen and hydrogen isotopic ratios in plant cellulose. *Science*, 198(4323). 1209–1215.
- Epstein, S., Zeiri, L., 1988. Oxygen and carbon isotopic compositions of gases respired by humans. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 85(6). 1727–1731.
- Erel, Y., Dayan, U., Rabi, R., Rudich, Y., Stein, M., 2006. Trans boundary transport of pollutants by atmospheric mineral dust. *Environmental science & technology*, 40(9). 2996–3005.
- Erel, Y., Harlavan, Y., Blum, J.D., 1994. Lead isotope systematics of granitoid weathering. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 58(23). 5299–5306.
- Erel, Y., Morgan, J.J., Patterson, C.C., 1991. Natural levels of lead and cadmium in a remote mountain stream. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 55(3). 707–719.
- Erel, Y., Patterson, C.C., Scott, M.J., Morgan, J.J., 1990. Transport of industrial lead in snow through soil to stream water and groundwater. *Chemical Geology*, 85(3-4). 383–392.
- Erel, Y., Torrent, J., 2010. Contribution of Saharan dust to Mediterranean soils assessed by sequential extraction and Pb and Sr isotopes. *Chemical Geology*, 275(1-2). 19–25.
- Erel, Y., Veron, A., Halicz, L., 1997. Tracing the transport of anthropogenic lead in the atmosphere and in soils using isotopic ratios. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 61(21). 4495–4505.
- Ericson, J., 1985. Strontium isotope characterization in the study of prehistoric human ecology. *J. Hum. Evol.*, 14. 503–514.
- Ericson, J.E., 1989. Some problems and potentials of strontium isotope analysis for human and animal ecology. In: Rundel, P.W., Ehleringer, J.R., Nagy, A. (Hrsg.). *Stable isotopes in ecological research*. Springer, New York, NY. 252–259.
- Eriksen, E.F., 1986. Normal and pathological remodeling of human trabecular bone: three dimensional reconstruction of the remodeling sequence in normals and in metabolic bone disease. *Endocrine reviews*, 7(4). 379–408.

- Erkkilä, J., Armstrong, R., Riihimäki, V., Chettle, D.R., Paakkari, A., Scott, M., Somervaille, L., Starck, J., Kock, B., Aitio, A., 1992. In vivo measurements of lead in bone at four anatomical sites: long term occupational and consequent endogenous exposure. *Occupational and Environmental Medicine*, 49(9). 631–644.
- Ettler, V., Mihaljevič, M., Komárek, M., 2004. ICP-MS measurements of lead isotopic ratios in soils heavily contaminated by lead smelting: tracing the sources of pollution. *Analytical and bioanalytical chemistry*, 378(2). 311–317.
- Ettler, V., Vaněk, A., Mihaljevič, M., Bezdička, P., 2005. Contrasting lead speciation in forest and tilled soils heavily polluted by lead metallurgy. *Chemosphere*, 58(10). 1449–1459.
- Evans, J.A., Chenery, C.A., Fitzpatrick, A.P., 2006. Bronze Age childhood migration of individuals near Stonehenge, revealed by strontium and oxygen isotope tooth enamel analysis. *Archaeometry*, 48(2). 309–321.
- Evans, J.A., Montgomery, J., Wildman, G., 2009. Isotope domain mapping of $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ biosphere variation on the Isle of Skye, Scotland. *J. Geol. Soc. London*, 166. 617–631.
- Evans, J.A., Montgomery, J., Wildman, G., Boulton, N., 2010. Spatial variations in biosphere $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ in Britain. *Journal of the Geological Society*, 167(1). 1–4.
- Evans, J.A., Tatham, S., 2004. Defining 'local signature' in terms of Sr isotope composition using a tenth-to twelfth-century Anglo-Saxon population living on a Jurassic clay-carbonate terrain, Rutland, UK. *Geological Society, London, Special Publications*, 232(1). 237–248.
- Exner, C., 1998. Bericht 1998 über geologische Aufnahmen in der Grauwackenzone auf Blatt 125 Bischofshofen. *Geologische Bundesanstalt, Wien*.
- Ezzo, J.A., 1994. Putting the "chemistry" back into archaeological bone chemistry analysis: modeling potential paleodietary indicators. *Journal of anthropological archaeology*, 13(1). 1–34.
- Ezzo, J.A., Johnson, C.M. and Price, T.D., 1997. Analytical perspectives on prehistoric migration: a case study from east-central Arizona. *Journal of Archaeological Science*, 24(5). 447–466.
- Faller, L.D., Elgavish, G.A., 1984. Catalysis of oxygen-18 exchange between inorganic phosphate and water by the gastric proton-potassium ATPase. *Biochemistry*, 23(26). 6584–6590.
- Farlay, D., Boivin, G., Panczer, G., Lalande, A., Meunier, P.J., 2005. Long-term strontium ranelate administration in monkeys preserves characteristics of bone mineral crystals and degree of mineralization of bone. *Journal of Bone and Mineral Research*, 20(9). 1569–1578.
- Farmer, J.G., Eades, L.J., Atkins, H., Chamberlain, D.F., 2002. Historical trends in the lead isotopic composition of archival Sphagnum mosses from Scotland (1838–2000). *Environmental science & technology*, 36(2). 152–157.
- Farmer, J.G., Eades, L.J., Graham, M.C., 1999. The lead content and isotopic composition of British coals and their implications for past and present releases of lead to the UK environment. *Environmental Geochemistry and Health*, 21(3). 257–272.
- Farmer, J.G., Eades, L.J., Graham, M.C., Bacon, J.R., 2000. The changing nature of the $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ isotopic ratio of lead in rainwater, atmospheric particulates, pine needles and leaded petrol in Scotland 1982–1998. *J. Environ. Monit.*, 2. 49–57.

- Farmer, J.G., Eades, L.J., Mackenzie, A.B., Kirika, A., Bailey-Watts, T.E., 1996. Stable lead isotope record of lead pollution in Loch Lomond sediments since 1630 AD. *Environmental Science & Technology*, 30(10). 3080–3083.
- Farmer, J.G., Graham, M.C., Eades, L.J., Lilly, A., Bacon, J.R., 2016. Influences upon the lead isotopic composition of organic and mineral horizons in soil profiles from the National Soil Inventory of Scotland (2007–09). *Science of the Total Environment*, 544. 730–743.
- Farmer, J.G., Sugden, C.L., Mackenzie, A.B., Moody, G.H., Fulton, M., 1994. Isotopic ratios of lead in human teeth and sources of exposure in Edinburgh. *Environmental technology*, 15(6). 593–599.
- Farquhar, G.D., Cernusak, L.A., Barnes, B., 2007. Heavy water fractionation during transpiration. *Plant physiology*, 143(1). 11–18.
- Farquhar, G.D., Lloyd, J., 1993. Carbon and oxygen isotope effects in the exchange of carbon dioxide between terrestrial plants and the atmosphere. In: Ehleringer, J.R., Hall, A.E., Farquhar, G.D. (Hrsg.). *Stable isotopes and plant carbon-water relations*. Academic Press. 47–70.
- Faure, G., 1986. *Principles of isotope geology*. John Wiley, New York.
- Faure, G., Mensing, T.M., 2009. *Isotopes: principles and applications*. Wiley-Blackwell.
- Faure, G., Powell, J.L., 1972. *Strontium isotope geology*. Springer Science & Business Media.
- Fengel, D., Wegener, G., 1989. *Wood: chemistry, ultrastructure, reactions*. Walter de Gruyter. Berlin – New York.
- Ferguson, I.B., Bollard, E.G., 1976. The movement of calcium in woody stems. *Annals of Botany*, 40(5). 1057–1065.
- Fergusson, J.E., 1990. *Heavy elements: chemistry, environmental impact and health effects*. Pergamon.
- Fietzke, J., Eisenhauer, A., 2006. Determination of temperature-dependent stable strontium isotope ($^{88}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$) fractionation via bracketing standard MC–ICP–MS. *Geochem. Geophys. Geosyst.*, 7. 1–6. <https://doi.org/10.1029/2006GC001243>
- Filgueiras, A.V., Lavilla, I., Bendicho, C., 2002. Chemical sequential extraction for metal partitioning in environmental solid samples. *Journal of Environmental Monitoring*, 4(6). 823–857.
- Fincham, A.G., Simmer, J.P., 2007. Amelogenin proteins of developing dental enamel. In: Chadwick, D.J., Cardew, G. (Hrsg.). *Dental Enamel: Ciba Foundation Symposium 205*. Chichester, UK: John Wiley & Sons, Ltd. 118–134.
- Finsinger, W., Tinner, W., van der Knaap, W.O., Ammann, B., 2006. The expansion of hazel (*Corylus avellana* L.) in the southern Alps: a key for understanding its early Holocene history in Europe? *Quaternary Science Reviews*, 25(5-6). 612–631.
- Fission Product Inhalation Project, 1967. Toxicity of inhaled ^{90}Sr in beagle dogs. In: *Fission product inhalation program annual report 1966–1967*. Albuquerque, NM, Lovelace Foundation for Medical Education and Research. [zitiert in ATSDR, 2004]
- Flanagan, L.B., Ehleringer, J.R., Pataki, D.E., 2005. *Stable isotopes and biosphere - atmosphere interactions: processes and biological controls*. Elsevier Academic Press.
- Flindt, R., 2006. *Amazing numbers in biology*. Springer Science & Business Media.

- Flockhart, D.T., Kyser, T.K., Chipley, D., Miller, N.G., Norris, D.R., 2015. Experimental evidence shows no fractionation of strontium isotopes ($^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$) among soil, plants, and herbivores: implications for tracking wildlife and forensic science. *Isot. Environ. Health Stud.*, 51 (3). 372–381. <https://doi.org/10.1080/10256016.2015.1021345>
- Flughafen München GmbH, 2018. Mobile Luftgütemessung Gemeinde Obererding. Ortsteil Schwaig 16.02.2017 – 31.12.2017. Umwelt am Flughafen München. https://www.munich-airport.de/_b/00000000000000004877637bb5ba4a0e2/messbericht-oberding.pdf
- Fortunato, G., Memic, K., Wunderli, S., Pillonel, L., Bosset, J.O., Gremaud, G., 2004. Application of strontium isotope abundance ratios measured by MC-ICP-MS for food authentication. *Journal of Analytical Atomic Spectrometry*, 19(2). 227–234.
- Franceschi, V.R., 1989. Calcium oxalate formation is a rapid and reversible process in *Lemna minor* L. . *Protoplasma*, 148(2-3). 130–137.
- Franceschi, V.R., Nakata, P.A., 2005. Calcium oxalate in plants: formation and function. *Annu Rev Plant Biol*, 56. 41–71.
- Franke, B.M., Koslitz, S., Micaux, F., Piantini, U., Maury, V., Pfammatter, E., Wunderli, S., Gremaud, G., Bosset, J.O., Hadorn, R., Kreuzer, M., 2008. Tracing the geographic origin of poultry meat and dried beef with oxygen and strontium isotope ratios. *European Food Research and Technology*, 226(4). 761–769.
- Fratzl, P., Gupta, H.S., Paschalis, E.P., Roschger, P., 2004. Structure and mechanical quality of the collagen–mineral nano-composite in bone. *Journal of materials chemistry*, 14(14). 2115–2123.
- Freeman, R.D., 1946. Introduction to Wood Analysis. In: Wise, L. E. (Hrsg.). *Wood Chemistry*. New York: Reinhold Publishing Corporation. 553–556.
- Frei, C., Schär, C., Lüthi, D., Davies, H.C., 1998. Heavy precipitation processes in a warmer climate. *Geophysical Research Letters*, 25(9). 1431–1434.
- Frei, K.M., Frei, R., 2011. The geographic distribution of strontium isotopes in Danish surface waters – A base for provenance studies in archaeology, hydrology and agriculture. *Appl. Geochem.*, 26. 326–340.
- Frei, K.M., Price, T.D., 2012. Strontium isotopes and human mobility in prehistoric Denmark. *Archaeological and Anthropological Sciences*, 4(2). 103–114.
- Frey-Wyssling, A., 1959. *Die pflanzliche Zellwand*. Springer-Verlag.
- Friedland, A.J., Johnson, A.H., 1985. Lead Distribution and Fluxes in a High-Elevation Forest in Northern Vermont 1. *Journal of Environmental Quality*, 14(3). 332–336.
- Friedman, I., 1953. Deuterium content of natural waters and other substances. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 4(1-2). 89–103.
- Fries, G.F., 1982. Potential Polychlorinated Biphenyl Residues in Animal Products from Application of Contaminated Sewage Sludge to Land 1. *Journal of Environmental Quality*, 11(1). 14–20.
- Frost, H.M., 1969. Tetracycline-based histological analysis of bone remodeling. *Calc. Tiss. Res.* 3. 211–237.

- Frostick, A., Bollhöfer, A., Parry, D., Munksgaard, N., Evans, K., 2008. Radioactive and radiogenic isotopes in sediments from Cooper Creek, Western Arnhem Land. *Journal of environmental radioactivity*, 99(3). 468–482.
- Fry, B., 2006. *Stable Isotope Ecology*. Springer, New York.
- Fujita, M., Harada, H., 2001. Ultrastructure and Formation of Wood Cell Wall. In: Hon, D.N.-S., Shiraishi, N. (Hrsg.). *Wood and Cellulosic Chemistry*. 2nd Edition. CRC Press. New York: Marcel Dekker. 1–49.
- Fullagar, P.D., Lemmon, R.C., Ragland, P.C., 1971. Petrochemical and geochronological studies of plutonic rocks in the southern Appalachians: part I. The Salisbury Pluton, *Geological Society of America Bulletin*, 82. 409–16.
- Füzesi, I., Heil, B., Kovács, G., 2015. Effects of Wood Ash on the Chemical Properties of Soil and Crop Vitality in Small Plot Experiments/Fahamu hatása a talaj kémiai jellemzőire és a termés vitalitására egy kisparcellás kísérletben. *Acta Silvatica et Lignaria Hungarica*, 11(1). 55–64.
- Gaby, A.R., 2005. Strontium and dental caries. *Townsend Letter for Doctors and Patients*, (263). 26–27.
- Gale, N.H., Einfalt, H.C., Hubberten, H.W., Jones, R.E., 1988. The sources of Mycenaean gypsum. *Journal of archaeological science*, 15(1). 57–72.
- Gammons, C.H., Poulson, S.R., Pellicori, D.A., Reed, P.J., Roesler, A.J., Petrescu, E.M., 2006. The hydrogen and oxygen isotopic composition of precipitation, evaporated mine water, and river water in Montana, USA. *Journal of Hydrology*, 328(1-2). 319–330.
- Ganter, M., Benesch, C., Bürstel, D., Ennen, S., Kaulfuß, K.H., Mayer, K., Moog, U., Moors, E., Seelig, B., Spengler, D., Strobel, H., 2012. Empfehlung für die Haltung von Schafen und Ziegen der Deutschen Gesellschaft für die Krankheiten der kleinen Wiederkäuer, Fachgruppe der DVG. *Tierärztliche Praxis G: Großtiere/Nutztiere*, 40(05). 314–325.
- García-Ruiz, S., Moldovan, M., Fortunato, G., Wunderli, S., Alonso, J.I.G., 2007. Evaluation of strontium isotope abundance ratios in combination with multi-elemental analysis as a possible tool to study the geographical origin of ciders. *Analytica Chimica Acta*, 590(1). 55–66.
- Garland, C.J., Wilkins, D.A., 1981. Effect of calcium on the uptake and toxicity of lead in *Hordeum vulgare* L. and *Festuca ovina* L. *New Phytologist*, 87(3). 581–593.
- Garza, A., Vega, R., Soto, E., 2006. Cellular mechanisms of lead neurotoxicity. *Medical science monitor*, 12(3). RA57-RA65.
- Gat, J.R., 1971. Comments on the stable isotope method in regional groundwater investigations. *Water Resources Research*, 7(4). 980–993.
- Gat, J.R., 1980. The isotopes of hydrogen and oxygen in precipitation. In: Fritz, P., Fontes, J.Ch. (Hrsg.). *Handbook of environmental isotope geochemistry*. Vol. 1.
- Gat, J.R., 1996. Oxygen and hydrogen isotopes in the hydrologic cycle. *Annual Review of Earth and Planetary Sciences*, 24(1). 225–262.
- Gat, J.R., 2010. *Isotope hydrology: a study of the water cycle*. Series on Environmental Science and Management - Vol. 6. Imperial College Press. World Scientific Publishing Co. Pte. Ltd.

- Gat, J.R., Dansgaard, W., 1972. Stable isotope survey of the fresh water occurrences in Israel and the northern Jordan Rift Valley. *Journal of Hydrology*, 16(3). 177–211.
- Gat, J.R., Tzur, Y., 1967. Modification of the isotopic composition of rainwater by processes which occur before groundwater recharge. In: IAEA (Hrsg.). *Isotope hydrology. Proceedings of a symposium*. 49–60.
- Gaudinski, J.B., Dawson, T.E., Quideau, S., Schuur, E.A., Roden, J.S., Trumbore, S.E., Sandquist, D.R., Oh, S.W., Wasylishen, R.E., 2005. Comparative analysis of cellulose preparation techniques for use with ^{13}C , ^{14}C , and ^{18}O isotopic measurements. *Analytical Chemistry*, 77(22). 7212–7224.
- Gentner, W., Müller, O., Wagner, G.A., Gale, N.H., 1978. Silver sources of archaic Greek coinage. *Naturwissenschaften*, 65(6). 273–284.
- Gessler, A., Ferrio, J.P., Hommel, R., Treydte, K., Werner, R.A., Monson, R.K., 2014. Stable isotopes in tree rings: towards a mechanistic understanding of isotope fractionation and mixing processes from the leaves to the wood. *Tree physiology*, 34(8). 796–818.
- Gessler, A., Peuke, A.D., Keitel, C., Farquhar, G.D., 2007. Oxygen isotope enrichment of organic matter in *Ricinus communis* during the diel course and as affected by assimilate transport. *New Phytologist*, 174(3). 600–613.
- Ghazi, A.M., 1994. Lead in archaeological samples: an isotopic study by ICP-MS. *Applied Geochemistry*, 9. 627–636.
- Ghazi, A.M., K.J. Reinhard, M.A. Holmes, E. Durrance. 1994. Brief communication: further evidence of lead contamination of Omaha skeletons. *American Journal of Physical Anthropology*, 95. 427–434.
- Giang, N., Shiraishi, K., Sinh, N.M., Kimura, S., Tuan, N.N., Arae, H., 2001. Estimation of dietary ^{232}Th , ^{238}U , cesium, and strontium intakes in Vietnamese people from different geographical regions. *Health physics*, 80(6). 605–611.
- Gibson, J.J., Edwards, T.W.D., Birks, S.J., St Amour, N.A., Buhay, W.M., McEachern, P., Wolfe, B.B., Peters, D.L., 2005. Progress in isotope tracer hydrology in Canada. *Hydrological Processes*, 19(1). 303–327.
- Gichner, T., Žnidar, I., Száková, J., 2008. Evaluation of DNA damage and mutagenicity induced by lead in tobacco plants. *Mutation Research/Genetic Toxicology and Environmental Mutagenesis*, 652(2). 186–190.
- Gil, F., Facio, A., Villanueva, E., Perez, M.L., Tojo, R., Gil, A., 1996. The association of tooth lead content with dental health factors. *Science of the total environment*, 192(2). 183–191.
- Gilboy, W., Mason, P., Tout, R., 1979. Time variations in environmental pollution. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 48(1-2). 327–335.
- Giraud-Guille, M.M., 1988. Twisted plywood architecture of collagen fibrils in human compact bone osteons. *Calcified tissue international*, 42(3). 167–180.
- Glimcher, M.J., 2006. Bone: nature of the calcium phosphate crystals and cellular, structural, and physical chemical mechanisms in their formation. *Reviews in mineralogy and geochemistry*, 64(1). 223–282.

- Gluhak, T.M., 2010. Petrologisch-geochemische Charakterisierung quartärer Laven der Eifel als Grundlage zur archäometrischen Herkunftsbestimmung römischer Mühlsteine. Dissertation im Fachbereich Chemie, Pharmazie und Geowissenschaften der Johannes Gutenberg-Universität Mainz.
- Göhring, A.B., Toncala, A., Mayr, C., Söllner, F., Grupe, G., 2015. Stable oxygen isotope mapping of the transalpine Inn-Eisack-Etsch passage based on modern α -cellulose and water. *Documenta Archaeobiologiae*, 12. 53–80.
- Goldberg, E.D., 1963. The oceans as a chemical system. *The sea*, 2 (3). 645–701.
- Goldstein, S.J., Jacobsen, S.B., 1987. The Nd and Sr isotopic systematics of river-water dissolved material: Implications for the sources of Nd and Sr in seawater. *Chemical Geology: Isotope Geoscience section*, 66(3-4). 245–272.
- Goldstein, S.J., Jacobsen, S.B., 1988. Nd and Sr isotopic systematics of river water suspended material: implications for crustal evolution. *Earth and Planetary Science Letters*, 87(3). 249–265.
- Gómez-Morales, J., Iafisco, M., Delgado-López, J.M., Sarda, S., Drouet, C., 2013. Progress on the preparation of nanocrystalline apatites and surface characterization: Overview of fundamental and applied aspects. *Progress in Crystal Growth and Characterization of Materials*, 59(1). 1–46.
- Gonfiantini, R., Gratziu, S., Tongiorgi, E., 1965. Oxygen isotopic composition of water in leaves. *Isotopes and Radiation in Soil-Plant Nutrition Studies*, 405. 410.
- Gong, J.K., Burgess, E., Bacalao, P., 1966. Accretion and exchange of strontium 85 in trabecular bone. *Radiat. Res.*, 28. 753–768.
- Gorham, E., 1976. Acid precipitation and its influence upon aquatic ecosystems—an overview. *Water, air, and soil pollution*, 6(2-4). 457–481.
- Gosz, J.R., Moore, D.I., 1989. Strontium isotope studies of atmospheric inputs to forested watersheds in New Mexico. *Biogeochemistry*, 8. 115–134. <http://dx.doi.org/10.1007/BF00001316>
- Graham, M.C., Vinogradoff, S.I., Chipchase, A.J., Dunn, S.M., Bacon, J.R., Farmer, J.G., 2006. Using size fractionation and Pb isotopes to study Pb transport in the waters of an organic-rich upland catchment. *Environmental science & technology*, 40(4). 1250–1256.
- Grams, Y.Y., 2005. Influence of molecular properties and delivery system design on the transfollicular transport across the skin. Doctoral thesis, Leiden University.
- Grattan, J.P., Gilbertson, D.D., Hunt, C.O., 2007. The local and global dimensions of metalliferous pollution derived from a reconstruction of an eight thousand year record of copper smelting and mining at a desert-mountain frontier in southern Jordan. *Journal of Archaeological Science*, 34(1). 83–110.
- Graustein, W.C., 1989. $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ ratios measure the sources and flow of strontium in terrestrial ecosystems. In: Rundel, P.W., Ehleringer, J.R., Nagy, K.A. (Hrsg). *Stable isotopes in ecological research*, Springer-Verlag, New York. 491–512. https://doi.org/10.1007/978-1-4612-3498-2_28
- Graustein, W.C., Armstrong, R., 1983. The use of $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ ratios to measure atmospheric transport into forested watersheds, *Science*, 219. 289–292. <https://doi.org/10.1126/science.219.4582.289>

- Green, D.R., Olack, G., Colman, A.S., 2018. Determinants of blood water $\delta^{18}\text{O}$ variation in a population of experimental sheep: Implications for paleoclimate reconstruction. *Chemical geology*, 485. 32–43.
- Green, G.P., Bestland, E.A., Walker, G.S., 2004. Distinguishing sources of base cations in irrigated and natural soils: evidence from strontium isotopes. *Biogeochemistry*, 68(2). 199–225.
- Greenfield, H.J., 1988. Bone consumption by pigs in a contemporary Serbian village: Implications for the interpretation of prehistoric faunal assemblages. *Journal of Field Archaeology*, 15. 473–479.
- Gregg, S.A., 1988. *Foragers and Farmers: Population Interaction and Agricultural Expansion in Prehistoric Europe*, University of Chicago Press, Chicago.
- Gregorich, E.G., Turchenek, L.W., Carter, M.R., Angers, D.A., 2001. *Soil and environmental science dictionary*. CRC Press LLC.
- Greiner, M., Rodríguez-Navarro, A., Heinig, M.F., Mayer, K., Kocsis, B., Göhring, A., Toncala, A., Grupe, G., Schmahl, W.W., 2019. Bone incineration: An experimental study on mineral structure, colour and crystalline state. *Journal of Archaeological Science: Reports*, 25. 507–518.
- Gretebeck, R.J., Schoeller, D.A., Socki, R.A., Davis-Street, J., Gibson, E.K., Schulz, L.O., Lane, H.W., 1997. Adaptation of the doubly labeled water method for subjects consuming isotopically enriched water. *Journal of Applied Physiology*, 82(2). 563–570.
- Grohmann, A.N., Jekel, M., Grohmann, A., Szewzyk, U., Szewzyk, R., 2011. *Wasser: Chemie, Mikrobiologie und nachhaltige Nutzung*. Walter de Gruyter.
- Gropper, S.S., Smith, J.L., 2012. *Advanced nutrition and human metabolism*. 6th Edition. Cengage Learning.
- Gross, S.B., Pfitzer, E.A., Yeager, D.W., Kehoe, R.A., 1975. Lead in human tissues. *Toxicology and Applied Pharmacology*, 32(3). 638–651.
- Grousset, F.E., Quétel, C.R., Thomas, B., Buat-Menard, P., Donard, O.F., Bucher, A., 1994. Transient Pb isotopic signatures in the western European atmosphere. *Environmental science & technology*, 28(9). 1605–1608.
- Grumbkow, P.V., Frommer, S., Kootker, L.M., Davies, G.R., Mazanec, J., Hummel, S., 2013. Kinship and mobility in 11th-century AD Gammertingen, Germany: an interdisciplinary approach. *Journal of Archaeological Science*, 40(10). 3768–3776.
- Grupe, G., Christiansen, K., Schröder, I., Wittwer-Backofen, U., 2012. *Anthropologie – Einführendes Lehrbuch*. Springer-Verlag, Berlin Heidelberg. 72–162.
- Grupe, G., Harbeck, M., McGlynn, G.C., 2015. *Prähistorische Anthropologie*. Springer-Verlag Berlin, Heidelberg.
- Grupe, G., Hölzl, S., Mayr, C., Söllner, F., 2017. The Concept of Isotopic Landscapes: Modern Ecogeochemistry versus Bioarchaeology. In: Grupe, G., Grigat, A., McGlynn, G. (Hrsg). *Across the alps in prehistory*. Springer. 27–48.
- Grupe, G., Klaut, D., Mauder, M., Kröger, P., Lang, A., Mayr, C., Söllner, F., 2018. Multi-isotope provenancing of archaeological skeletons including cremations in a reference area of the European Alps. *Rapid Communications in Mass Spectrometry*, 32(19). 1711–1727.

- Grupe, G., Klaut, D., Otto, L., Mauder, M., Lohrer, J., Kröger, P., Lang, A., 2020. The genesis and spread of the early Fritzens-Sanzeno culture (5th/4th cent. BCE)—Stable isotope analysis of cremated and uncremated skeletal finds. *Journal of Archaeological Science: Reports*, 29. 102121.
- Grupe, G., Price, T.D., Schröter, P., Söllner, F., Johnson, C.M., Beard, B.L., 1997. Mobility of Bell Beaker people revealed by strontium isotope ratios of tooth and bone: a study of southern Bavarian skeletal remains. *Appl. Geochem.*, 12 (4). 517–525. [https://doi.org/10.1016/S0883-2927\(97\)00030-9](https://doi.org/10.1016/S0883-2927(97)00030-9)
- Grupe, G., von Carnap-Bornheim, C., Söllner, F., 2011. Stable strontium isotope mapping for provenance studies in archaeology. Different material, different signals. *Bulletin de la Société Suisse d'anthropologie*, 17. 67–76.
- Grynepas, M., 1993. Age and disease-related changes in the mineral of bone. *Calcified Tissue International*, 53(1). S57–S64.
- Gulson, B., 2008. Stable lead isotopes in environmental health with emphasis on human investigations. *Science of the total environment*, 400(1-3). 75–92.
- Gulson, B., Wilson, D., 1994. History of lead exposure in children revealed from isotopic analyses of teeth. *Archives of Environmental Health: An International Journal*, 49(4). 279–283.
- Gulson, B.L., 1986. *Lead isotopes in mineral exploration*. Amsterdam: Elsevier Science Publishers.
- Gulson, B.L., 1996. Tooth analyses of sources and intensity of lead exposure in children. *Environmental Health Perspectives*, 104. 306–312.
- Gulson, B.L., B.R. Gillings, 1997. Lead exchange in teeth and bone: a pilot study using stable lead isotopes. *Environmental Health Perspectives*, 105. 820–824.
- Gulson, B.L., C.W. Jameson, K.R. Mahaffey, K.J. Mizon, M.J. Korsch, G. Vimpani, 1997b. Pregnancy increases mobilization of lead from maternal skeleton. *Journal of Laboratory and Clinical Medicine*, 130. 51–62.
- Gulson, B.L., Jameson, C.W., Gillings, B.R., 1997a. Stable lead isotopes in teeth as indicators of past domicile—a potential new tool in forensic science? *Journal of Forensic Science*, 42(5). 787–791.
- Gulson, B.L., K.R. Mahaffey, C.W. Jameson, K.J. Mizon, M.J. Korsch, M.A. Cameron, J.A. Eisman. 1998. Mobilization of lead from the skeleton during the postnatal period is larger than during pregnancy. *Journal of Laboratory and Clinical Medicine*, 131. 324–329.
- Gulson, B.L., Mahaffey, K.R., Mizon, K.J., Korsch, M.J., Cameron, M.A., Vimpani, G., 1995. Contribution of tissue lead to blood lead in adult female subjects based on stable lead isotope methods. *The Journal of laboratory and clinical medicine*, 125(6). 703–712.
- Gulson, B.L., Mizon, K.J., Korsch, M.J., Mahaffey, K.R., Taylor, A.J., 2001. Dietary intakes of selected elements from longitudinal 6-day duplicate diets for pregnant and nonpregnant subjects and elemental concentrations of breast milk and infant formula. *Environmental research*, 87(3). 160–174.
- Gulson, B.L., Mizon, K.J., Law, A.J., Korsch, M.J., Davis, J.J., Howarth, D., 1994. Source and pathways of lead in humans from the Broken Hill mining community; an alternative use of exploration methods. *Economic Geology*, 89(4). 889–908.

- Günther, J., Schroeder, D., 1968. Über den Einfluß von Bodeneigenschaften auf die Aufnahme von radioaktivem Strontium durch Pflanzen II. Untersuchungen an Modellböden mit systematisch variierten Merkmalen. Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde, 120(2). 78–89.
- Gupta, D.K., Huang, H.G., Yang, X.E., Razafindrabe, B.H.N., Inouhe, M., 2010. The detoxification of lead in *Sedum alfredii* H. is not related to phytochelatins but the glutathione. Journal of hazardous materials, 177(1-3). 437–444.
- Gupta, D.K., Nicoloso, F.T., Schetinger, M.R.C., Rossato, L.V., Pereira, L.B., Castro, G.Y., Srivastava, S., Tripathi, R.D., 2009. Antioxidant defense mechanism in hydroponically grown *Zea mays* seedlings under moderate lead stress. Journal of Hazardous Materials, 172(1). 479–484.
- Gustafsson, M.E., Franzén, L.G., 2000. Inland transport of marine aerosols in southern Sweden. Atmospheric Environment, 34(2). 313–325.
- Gwiazda, R., Campbell, C., Smith, D., 2004. A noninvasive isotopic approach to estimate the bone lead contribution to blood in children: implications for assessing the efficacy of lead abatement. Environmental health perspectives, 113(1). 104–110.
- Haack, U.K., Gutsche, F.H., Plessow, K., Heinrichs, H., 2002. On the isotopic composition of Pb in cloud waters in central Germany. A source discrimination study. Water, Air, and Soil Pollution, 139(1-4). 261–288.
- Haack, U.K., Heinrichs, H., Gutsche, F.H., Plessow, K., 2003. The isotopic composition of anthropogenic Pb in soil profiles of Northern Germany: evidence for pollutant Pb from a continent-wide mixing system. Water, air, and soil pollution, 150(1-4). 113–134.
- Hafez, E.S.E., 1975. The behaviour of cattle. In: Hafez, E.S.E (Hrsg.). The behaviour of domestic animals.
- Hagemeyer, J., 1993. Monitoring trace metal pollutions with tree rings: a critical reassessment. In: Market, B. (Hrsg.). Plants as Biomonitors. Verlag Chemie, Weinheim. 541–563.
- Hagemeyer, J., Hübner, C., 1999. Radial Distributions of Pb in Stems of 6-Year-Old Spruce Trees (*Picea Abies* (L.) Karst.) Grown for 2 Years in Pb-Contaminated Soil. Water, Air, and Soil Pollution, 111(1-4). 215–224.
- Hagemeyer, J., Schäfer, H., 1995. Seasonal variations in concentrations and radial distribution patterns of Cd, Pb and Zn in stem wood of beech trees (*Fagus sylvatica* L.). Science of the Total Environment, 166(1-3). 77–87.
- Hagemeyer, J., Schäfer, H., Breckle, S.W., 1994. Seasonal variations of nickel concentrations in annual xylem rings of beech trees (*Fagus sylvatica* L.). Science of the total environment, 145(1-2). 111–118.
- Hajj, F., Poszwa, A., Bouchez, J., Guérol, F., 2017. Radiogenic and “stable” strontium isotopes in provenance studies: A review and first results on archaeological wood from shipwrecks. Journal of Archaeological Science, 86. 24–49.
- Halicz, L., Segal, I., Fruchter, N., Stein, M., Lazar, B., 2008. Strontium stable isotopes fractionate in the soil environments? Earth Planet. Sci. Lett., 272. 406–411.
- Hamelin, B., Ferrand, J.L., Alleman, L., Nicolas, E., Veron, A., 1997. Isotopic evidence of pollutant lead transport from North America to the subtropical North Atlantic gyre. Geochimica et Cosmochimica Acta, 61(20). 4423–4428.

- Hammer, W., 1929. Geologische Spezialkarte der Republik Österreich. Ötztal. Geologische Bundesanstalt, Wien.
- Hammond, P.B., Aronson, A.L., 1964. Lead poisoning in cattle and horses in the vicinity of a smelter. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 111(2). 595–611.
- Hanimann, J., 2019. Wissenschaftler in Notre-Dame. *Süddeutsche Zeitung*. 18.08.2019.
- Hansmann, W., Köppel, V., 2000. Lead-isotopes as tracers of pollutants in soils. *Chemical Geology*, 171(1-2). 123–144.
- Hansson, S.V., Claustres, A., Probst, A., De Vleeschouwer, F., Baron, S., Galop, D., Mazier, F., Le Roux, G., 2017. Atmospheric and terrigenous metal accumulation over 3000 years in a French mountain catchment: Local vs distal influences. *Anthropocene*, 19. 45–54.
- Harkness, J.S., Darrah, T.H., 2019. From the crust to the cortical: The geochemistry of trace elements in human bone. *Geochimica et Cosmochimica Acta*. 76–94.
- Harrison, G.E., Sutton, A., Shepherd, H., Widdowson, E.M., 1965. Strontium balance in breast-fed babies. *British Journal of Nutrition*, 19(1). 111–117.
- Harrison, R.M., Chirgawi, M.B., 1989. The assessment of air and soil as contributors of some trace metals to vegetable plants I. Use of a filtered air growth cabinet. *Science of the Total Environment*, 83(1-2). 13–34.
- Haselhoff, E., 1893. Versuche über den Ersatz des Kalkes durch Strontium bei der Pflanzenernährung. *Landw. Jb*, 22. 851–861.
- Health Canada, 2013. Final human health state of the science report on lead. Health Canada. (https://www.canada.ca/content/dam/hc-sc/migration/hcsc/ewhsemt/alt_formats/pdf/pubs/contaminants/dhhssrl-rpecsceph/dhhssrl-rpecsceph-eng.pdf, zuletzt aufgerufen am 02.11.2018)
- Heard, M.J., Chamberlain, A.C., 1982. Effect of minerals and food on uptake of lead from the gastrointestinal tract in humans. *Human Toxicology*, 1(4). 411–415.
- Hedges, J.E., Stevens, R.E., Koch, P.L., 2006. Isotopes in bones and teeth. In: Leng, M.J. (Hrsg.). *Isotopes in Palaeoenvironmental Research*. Springer, Dordrecht. 117–145.
- Heijligers, H.J.M., Driessens, F.C.M., Verbeeck, R.M.H., 1979. Lattice parameters and cation distribution of solid solutions of calcium and strontium hydroxyapatite. *Calcified tissue international*, 29(1). 127–131.
- Heinisch, H., Pestal, G., Reitner, J.M., Stingl, V., 2003. Geologische Karte der Republik Österreich 1:50.000. 122 Kitzbühel. Geologische Bundesanstalt, Wien.
- Heinrich-Böll-Stiftung, 2017. Kohleatlas. Daten und Fakten über einen globalen Brennstoff. Heinrich-Böll-Stiftung, Bund für Umwelt und Naturschutz e.V. https://www.boell.de/sites/default/files/kohleatlas2015_ii.pdf
- Heinrichs, H., Mayer, R., 1980. The Role of Forest Vegetation in the Biogeochemical Cycle of Heavy Metals 1. *Journal of Environmental Quality*, 9(1). 111–118.
- Heinrichs, H., Schulz-Dobrick, B., Wedepohl, K.H., 1980. Terrestrial geochemistry of Cd, Bi, Tl, Pb, Zn and Rb. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 44(10). 1519–1533.

VII. Referenzen

- Helliker, B.R., Richter, S.L., 2008. Subtropical to boreal convergence of tree-leaf temperatures. *Nature*, 454(7203). 511–514.
- Hernández-Avila, M., Smith, D., Meneses, F., Sanin, L.H., Hu, H., 1998. The influence of bone and blood lead on plasma lead levels in environmentally exposed adults. *Environmental health perspectives*, 106(8). 473–477.
- Hernandez, L., Probst, A., Probst, J.L., Ulrich, E., 2003. Heavy metal distribution in some French forest soils: evidence for atmospheric contamination. *Science of the Total Environment*, 312(1-3). 195–219.
- Hess, J., Bender, M.L., Schilling, J.G., 1986. Evolution of the ratio of strontium-87 to strontium-86 in seawater from Cretaceous to present. *Science*, 231(4741). 979–984.
- Hettiarachchi, G.M., Pierzynski, G.M., 2004. Soil lead bioavailability and in situ remediation of lead-contaminated soils: A review. *Environmental progress*, 23(1). 78–93.
- Hewawasam, T., von Blanckenburg, F., Bouchez, J., Dixon, J.L., Schuessler, J.A., Maekeler, R., 2013. Slow advance of the weathering front during deep, supply- limited saprolite formation in the tropical Highlands of Sri Lanka. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 118. 202–230.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.gca.2013.05.006>
- Heyng, A.M., Mayr, C., Luecke, A., Moschen, R., Wissel, H., Striewski, B., Bauersachs, T., 2015. Middle and Late Holocene paleotemperatures reconstructed from oxygen isotopes and GDGTs of sediments from Lake Pupuke, New Zealand. *Quaternary international*, 374. 3–14.
- Hibbins, S.G., 2013. Strontium and Strontium Compounds. *Kirk-Othmer Encyclopedia of Chemical Technology*. John Wiley & Sons, Inc.
<https://doi.org/10.1002/0471238961.1920181508090202.a01.pub3>
- Hildebrand, M., Goslow, G., 2013. *Vergleichende und funktionelle Anatomie der Wirbeltiere*. Springer-Verlag.
- Hill, P.A., 1998. Bone remodelling. *Journal of Orthodontics*, 25(2). 101–107.
- Hillson, S., 1996. *Dental anthropology*. Cambridge University Press.
- Hillson, S., Antoine, D., 2003. Ancient bones and teeth on the microstructural level. In: Grupe, G., Peters, J. (Hrsg.). *Decyphering ancient bone – the research potential of bioarchaeological collections*. *Documenta Archaeobiologiae*, Bd. 1. 141–158.
- Hinds, W.C., 1999. *Aerosol technology: properties, behavior, and measurement of airborne particles*. John Wiley & Sons.
- Hirao, Y., Patterson, C. C., 1974. Lead aerosol pollution in the high sierras overrides natural mechanisms which exclude lead from a food chain. *Science*, 184. 989–992.
- Hirose, K., Takatani, S., Aoyama, M., 1993. Wet deposition of radionuclides derived from the Chernobyl accident. *Journal of atmospheric chemistry*, 17(1). 61–71.
- Hirschfelder, G., 2018. Facetten einer Ernährungs-Globalgeschichte - Esskultur als Resultat historischer Prozesse. *Bundeszentrale für politische Bildung. APUZ* 1-3.
<http://www.bpb.de/apuz/262254/ernaehrungs-globalgeschichte?p=all>

- Hobbs, J.A., Lewis, L.S., Ikemiyagi, N., Sommer, T., Baxter, R.D., 2010. The use of otolith strontium isotopes ($^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$) to identify nursery habitat for a threatened estuarine fish. *Environmental biology of fishes*, 89(3-4). 557–569.
- Hobson, K.A., 1999. Tracing origins and migration of wildlife using stable isotopes: a review. *Oecologia*, 120(3). 314–326.
- Hodell, D.A., Mead, G.A., Mueller, P.A., 1990. Variation in the strontium isotopic composition of seawater (8 Ma to present): Implications for chemical weathering rates and dissolved fluxes to the oceans. *Chemical Geology: Isotope Geoscience section*, 80(4). 291–307.
- Hodell, D.A., Quinn, R.L., Brenner, M., Kamenov, G., 2004. Spatial variation of strontium isotopes ($^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$) in the Maya region: a tool for tracking ancient human migration. *J. Archaeol. Sci.*, 31. 585–601.
- Hoefs, J., 2010. *Stable Isotope Geochemistry*. Springer, Berlin.
- Hoffmann, I., Krems, C., Heuer, T., Gose, M., 2018. Zum Ernährungsverhalten in Deutschland. Bundeszentrale für politische Bildung. APUZ 1-3.
<http://www.bpb.de/apuz/262256/ernaehrungsverhalten-in-deutschland?p=all#footnode11-11>
- Höll, W., 1994. Zur Physiologie verholzter Achsen. *Naturwissenschaften*, 81(6). 250–259.
- Holland, H.D., 1984. *The chemical evolution of the atmosphere and oceans*. Princeton University Press.
- Hong, S., Candelone, J.P., Patterson, C.C., Boutron, C.F., 1994. Greenland ice evidence of hemispheric lead pollution two millennia ago by Greek and Roman civilizations. *Science*, 265(5180). 1841–1843.
- Honrath, R.E., Owen, R.C., Val Martin, M., Reid, J.S., Lapina, K., Fialho, P., Dziobak, M.P., Kleissl, J., Westphal, D.L., 2004. Regional and hemispheric impacts of anthropogenic and biomass burning emissions on summertime CO and O₃ in the North Atlantic lower free troposphere. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 109(D24).
- Hopper, J.F., Ross, H.B., Sturges, W.T., Barrie, L.A., 1991. Regional source discrimination of atmospheric aerosols in Europe using the isotopic composition of lead. *Tellus B*, 43(1). 45–60.
- Höppner, B., Bartelheim, M., Huijsmans, M., Krauss, R., Martinek, K.P., Pernicka, E., Schwab, R., 2005. Prehistoric copper production in the Inn Valley (Austria), and the earliest copper in central Europe. *Archaeometry*, 47(2). 293–315.
- Horckmans, L., Swennen, R., Deckers, J., 2007. Retention and release of Zn and Cd in spodic horizons as determined by pHstat analysis and single extractions. *Science of the total environment*, 376(1-3). 86–99.
- Horita, J., Wesolowski, D.J., 1994. Liquid-vapor fractionation of oxygen and hydrogen isotopes of water from the freezing to the critical temperature. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 58(16). 3425–3437.
- Horn, P., 2005. Isotopensignaturen schwerer Elemente in der ökologischen Forschung und Praxis. *Rundgespräche der Kommission für Ökologie*, 30. 131–152.

- Horn, P., Müller-Sohnius, D., 1999. Comment on Mobility of Bell Beaker people revealed by strontium isotope ratios of tooth and bone: A study of southern Bavarian skeletal remains. *Applied Geochemistry*, 14(2). 263–270.
- Horn, P., Schaaf, P., Holbach, B., Hölzl, S., Eschnauer, H., 1993. $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ from rock and soil into vine and wine. *Zeitschrift für Lebensmittel-Untersuchung und Forschung*, 196(5). 407–409.
- Horton, T.W., Chamberlain, C.P., Fantle, M., Blum, J.D., 1999. Chemical weathering and lithologic controls of water chemistry in a high-elevation river system: Clark's Fork of the Yellowstone River, Wyoming and Montana. *Water Resources Research*, 35(5). 1643–1655.
- Horwitz, E.P., Chiarizia, R., Dietz, M.L., 1992. A novel strontium-selective extraction chromatographic resin. *Solvent Extr. Ion Exch.*, 10(2). 313–336. <https://doi.org/10.1080/07366299208918107>
- Hou, X., Parent, M., Savard, M.M., Tassé, N., Bégin, C., Marion, J., 2006. Lead concentrations and isotope ratios in the exchangeable fraction: tracing soil contamination near a copper smelter. *Geochemistry: Exploration, Environment, Analysis*, 6(2-3). 229–236.
- Houba, V.J.G., Lexmond, T.M., Novozamsky, I., Van der Lee, J.J., 1996. State of the art and future developments in soil analysis for bioavailability assessment. *Science of the Total Environment*, 178(1-3). 21–28.
- Hovmand, M.F., Nielsen, S.P., Johnsen, I., 2009. Root uptake of lead by Norway spruce grown on ^{210}Pb spiked soils. *Environmental Pollution*, 157(2). 404–409.
- Howes, L., 2019. Lead contamination risk near Notre-Dame cathedral. *American Chemical Society, Chemical & Engineering News*, 97(18).
- Hu, X., Zhang, Y., Luo, J., Xie, M., Wang, T., Lian, H., 2011. Accumulation and quantitative estimates of airborne lead for a wild plant (*Aster subulatus*). *Chemosphere*, 82(10). 1351–1357.
- Huang, C.Y., Bazzaz, F.A., Vanderhoef, L.N., 1974. The inhibition of soybean metabolism by cadmium and lead. *Plant physiology*, 54(1). 122–124.
- Huang, J.W., Cunningham, S.D., 1996. Lead phytoextraction: species variation in lead uptake and translocation. *New phytologist*, 134(1). 75–84.
- Hughes, J.M., Cameron, M., Crowley, K.D., 1991. Ordering of divalent cations in the apatite structure: Crystal structure refinements of natural Mn-and Sr-bearing apatite. *American Mineralogist*, 76(11-12). 1857–1862.
- Hughes, J.M., Rakovan, J., 2002. The crystal structure of apatite, $\text{Ca}_5(\text{PO}_4)_3(\text{F}, \text{OH}, \text{Cl})$. *Reviews in Mineralogy and Geochemistry*, 48(1). 1–12.
- Humer, G., Rank, D., Stichler, W., 1995. Niederschlagsisotopennetzwerk Österreich. *Monographien des Bundesministeriums für Umwelt*, 52.
- Humphreys, D.J., 1991. Effects of exposure to excessive quantities of lead on animals. *British Veterinary Journal*, 147(1). 18–30.
- Hursh, J.B., Schraub, A., Sattler, E.L., Hofmann, H.P., 1969. Fate of ^{212}Pb inhaled by human subjects. *Health Physics*, 16(3). 257–267.
- Hurst, R. W., Davis, T. E., 1981. Strontium isotopes as tracers of airborne fly ash from coal-fired plants, *Environmental Geology*, 3. 363–97.

- Hussain, M., Madl, P., Khan, A., 2011. Lung deposition predictions of airborne particles and the emergence of contemporary diseases, Part-I. *Health*, 2(2). 51–59.
- Hutchin, M.E., Vaughan, B.E., 1967. Relation between calcium and strontium transport rates as determined simultaneously in the primary root of *Zea mays*. *Plant physiology*, 42(5). 644–650.
- Iacumin, P., Bocherens, H., Mariotti, A., Longinelli, A., 1996. An isotopic palaeoenvironmental study of human skeletal remains from the Nile Valley. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*, 126(1-2). 15–30.
- IAEA/WMO, 2011. Global Network of Isotopes in Precipitation. The GNIP Database. Zugänglich auf: <http://www.iaea.org/water>
- Ignjatovic, N.L., Janković, R., Uskokovic, V., Uskoković, D., 2019. Effects of Hydroxyapatite@ Poly-Lactide-Co-Glycolide Nanoparticles Combined with Pb and Cd on Liver and Kidney Parenchyma after the Reconstruction of Mandibular Bone Defects. *Toxicology Research*.
- IHME, 2016. Global lead exposure. In: GBD Compare [website]. Seattle (WA): Institute for Health Metrics and Evaluation, University of Washington (<http://vizhub.healthdata.org/gbd-compare>, zuletzt aufgerufen am 08.01.2019)
- ILA, 2019. Lead use statistics. In: Lead facts [website] (<http://www.ila-lead.org/lead-facts/lead-uses--statistics>, zuletzt aufgerufen am 08.01.2019).
- Ilyin, L.A., Ivannikov, A.T., Parfenov, Y.D., Stolyarov, V.P., 1975. Strontium absorption through damaged and undamaged human skin. *Health physics*, 29(1). 75–80.
- Ingraham, N.L., Taylor, B.E., 1991. Light stable isotope systematics of large-scale hydrologic regimes in California and Nevada. *Water Resources Research*, 27(1). 77–90.
- InterregIIIA-Projektbericht, 2008. Grenzüberschreitende Bewirtschaftung des Grundwassers im Raum Hegau – Schaffhausen. Unpublished Final Report, InterregIIIA Alpenrhein Bodensee Hochrhein. [zitiert nach Voerkelius et al. 2010]
- Isermann, K., 1981. Uptake of stable strontium by plants and effects on plant growth. In: Skoryna, S.C. (Hrsg.). *Handbook of stable strontium*. Springer, Boston, MA. 65–86.
- Islam, E., Yang, X., Li, T., Liu, D., Jin, X., Meng, F., 2007. Effect of Pb toxicity on root morphology, physiology and ultrastructure in the two ecotypes of *Elsholtzia argyi*. *Journal of hazardous materials*, 147(3). 806–816.
- Iyengar, G.V., Kollmer, W.E., Bowen, H.J.M., 1978. The elemental composition of human tissues and body fluids: a compilation of values for adults. Vch Pub.
- James, H.M., Hilburn, M.E., Blair, J.A., 1985. Effects of meals and meal times on uptake of lead from the gastrointestinal tract in humans. *Human Toxicology*, 4(4). 401–407.
- Jarosch, B., 2019. *Pocket Guide Biologie – ergänzend zum Purves*. Springer Spektrum.
- Järup, L., 2003. Hazards of heavy metal contamination. *British medical bulletin*, 68(1). 167–182.
- Jaworowski, Z., 1990. A history of heavy metal contamination of human bones. In: Priest, N.D., Van De Vyver, F.L. (Hrsg.). *Trace Metals and Fluoride in Bones and Teeth*. Boca Raton, FL: CRC Press.
- Jaworowski, Z., Barbalat, F., Blain, C., Peyre, E., 1985. Heavy metals in human and animal bones from ancient and contemporary France. *Science of the total environment*, 43(1-2). 103–126.

- Jiachang, C., Donglang, C., Jingen, Z., Xia, H., Shenglong, C., 2009. Shape recovery of collapsed archaeological wood ware with active alkali-urea treatment. *Journal of Archaeological Science*, 36(2). 434–440.
- Jiang, W., Liu, D., 2010. Pb-induced cellular defense system in the root meristematic cells of *Allium sativum* L. . *BMC plant biology*, 10(1). 40–48.
- John, M.K., 1972. Lead Availability Related to Soil Properties and Extractable Lead 1. *Journal of Environmental Quality*, 1(3). 295–298.
- Johnson, L., Montgomery, J., Evans, J., Hamilton, E., 2019. Contribution of strontium to the human diet from querns and millstones: an experiment in digestive strontium isotope uptake. *Archaeometry*.
- Jones, J.H., 1938. The metabolism of calcium and phosphorus as influenced by the addition to the diet of salts of metals which form insoluble phosphates. *American Journal of Physiology-Legacy Content*, 124(1). 230–237.
- Jones, L.H.P., Clement, C.R., Hopper, M.J., 1973. Lead uptake from solution by perennial ryegrass and its transport from roots to shoots. *Plant and Soil*, 38(2). 403–414.
- Jørgensen, N.O., Morthorst, J., Holm, P.M., 1999. Strontium-isotope studies of “brown water”(organic-rich groundwater) from Denmark. *Hydrogeology Journal*, 7(6). 533–539.
- Jouzel, J., Merlivat, L., 1984. Deuterium and oxygen 18 in precipitation: Modeling of the isotopic effects during snow formation. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 89(D7). 11749–11757.
- Jowsey, J., 1960. Age changes in human bone. *Clinical Orthopaedics and Related Research*, 17. 210–218.
- Juarez, C.A., 2008. Strontium and geolocation, the pathway to identification for deceased undocumented Mexican border-crossers: A preliminary report. *Journal of forensic sciences*, 53(1). 46–49.
- Jung, S.J.A., Davies, G.R., Ganssen, G.M., Kroon, D., 2004. Stepwise Holocene aridification in NE Africa deduced from dust-borne radiogenic isotope records. *Earth Planet. Sci. Lett.*, 221(1-4). 27–37. [http://dx.doi.org/10.1016/S0012-821X\(04\)00095-0](http://dx.doi.org/10.1016/S0012-821X(04)00095-0).
- Kabata-Pendias, A., 2010. Trace elements in soils and plants. CRC press.
- Kabata-Pendias, A., Mukherjee, A.B., 2007. Trace elements from soil to human. Springer Science & Business Media.
- Kahmen, A., Sachse, D., Arndt, S.K., Tu, K.P., Farrington, H., Vitousek, P.M., Dawson, T.E., 2011. Cellulose $\delta^{18}\text{O}$ is an index of leaf-to-air vapor pressure difference (VPD) in tropical plants. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 108(5). 1981–1986.
- Kainz, H., Kauch, E.P., Fuchs-Hanusch, D., Gruber, G., 2012. Siedlungswasserbau und Abfallwirtschaft. 5., überarbeitete Auflage. MANZ Verlag Schulbuch GmbH.
- Kamenov, G.D., 2008. High-precision Pb isotopic measurements of teeth and environmental samples from Sofia (Bulgaria): insights for regional lead sources and possible pathways to the human body. *Environmental Geology*, 55(3). 669–680.

- Kamenov, G.D., Gulson, B.L., 2014. The Pb isotopic record of historical to modern human lead exposure. *Science of the Total Environment*, 490. 861–870.
- Karamanos, R.E., Bettany, J.R., Rennie, D.A., 1976a. Extractability of added lead in soils using lead-210. *Canadian journal of soil science*, 56(1). 37–42.
- Karamanos, R.E., Bettany, J.R., Stewart, J.W.B., 1976b. The uptake of native and applied lead by alfalfa and brome grass from soil. *Canadian Journal of Soil Science*, 56(4). 485–494.
- Karasov, W.H., Douglas, A.E., 2013. Comparative digestive physiology. *Comprehensive Physiology*, 3(2). 741–783.
- Karpellus, M., 1989. Bericht 1988 über geologische Aufnahmen im Quartär des Gebietes zwischen Arzler Kalvarienberg und Gnadenwaldterrasse auf Blatt 118 Innsbruck. – *Jahrbuch der Geologischen Bundesanstalt* – 132: 0566_B.
- Katzenberg, M.A., 2008. Stable Isotope Analysis: A tool for studying past diet, demography, and life history. In: Katzenberg, M.S., Saunders, S.R. (Hrsg.). *Biological Anthropology of the Human Skeleton*. John Wiley & Sons, Inc. 305–327.
- Kawasaki, A., Oda, H., Hirata, T., 2002. Determination of strontium isotope ratio of brown rice for estimating its provenance. *Soil Science and Plant Nutrition*, 48(5). 635–640.
- Keinonen, M., 1992. The isotopic composition of lead in man and the environment in Finland 1966–1987: isotope ratios of lead as indicators of pollutant source. *The Science of the Total Environment*, 113. 251–268.
- Keller, A.T., Regan, L.A., Lundstrom, C.C., Bower, N.W., 2016. Evaluation of the efficacy of spatiotemporal Pb isoscapes for provenancing of human remains. *Forensic science international*, 261. 83–92.
- Kelly, R.L., 1983. Hunter-gatherer mobility strategies. *Journal of anthropological research*, 39(3). 277–306.
- Kelvinsong, 2013. Into the stele.
(https://commons.wikimedia.org/w/index.php?curid=25917225#/media/File:Into_the_stele.svg, zuletzt aufgerufen am 30.01.2019)
- Kendall, C, Doctor, D.H., 2005. Stable Isotope Applications in Hydrologic Studies. In: Drever, J.I. (Hrsg.). *Surface and Ground Water, Weathering, and Soils: Treatise on Geochemistry (Vol. 5)*. Elsevier.
- Kendall, C., McDonnell, J.J., 2012. *Isotope tracers in catchment hydrology*. Elsevier.
- Kennedy, M.J., Derry, L.A., 1995. Lack of importance of bedrock weathering in supplying base cations to unpolluted forests: Evidence from Sr isotopes. *Geological Society of America Abstracts*, 27. A235.
- Kennedy, M.J., Hedin, L.O., Derry, L.A., 2002. Decoupling of unpolluted temperate forests from rock nutrient sources revealed by natural $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ and ^{84}Sr tracer addition. *Proc. Natl. Acad. Sci.*, 99. 9639–9644. <http://dx.doi.org/10.1073/pnas.152045499>
- Kennedy, V.C., Kendall, C., Zellweger, G.W., Wyerman, T.A., Avanzino, R.J., 1986. Determination of the components of stormflow using water chemistry and environmental isotopes, Mattole River basin, California. *Journal of Hydrology*, 84(1-2). 107–140.

- Kern, Z., Kohán, B., Leuenberger, M., 2014. Precipitation isoscape of high reliefs: interpolation scheme designed and tested for monthly resolved precipitation oxygen isotope records of an Alpine domain. *Atmospheric chemistry and physics*, 14(4). 1897–1907.
- Keslev, D., Van Puymbroeck, S., Van der Borght, O., 1972. Effect of aluminium phosphate gel on whole-body retention of simultaneously administered ^{226}Ra , ^{85}Sr and ^{47}Ca in mice. *Experientia*, 28(5). 524–525.
- Kheboian, C., Bauer, C.F., 1987. Accuracy of selective extraction procedures for metal speciation in model aquatic sediments. *Analytical chemistry*, 59(10). 1417–1423.
- Killgrove, K., Montgomery, J., 2016. All roads lead to Rome: exploring human migration to the eternal city through biochemistry of skeletons from two imperial-era cemeteries (1st-3rd c AD). *PloS one*, 11(2). 1–30. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0147585>
- Kim, C., 1996. Extraction of lead using EDTA: factors affecting extraction, effects of amorphous iron and recycling of used EDTA. *Retrospective Theses and Dissertations*. 11541.
- Kim, Y.Y., Yang, Y.Y., Lee, Y., 2002. Pb and Cd uptake in rice roots. *Physiologia Plantarum*, 116(3). 368–372.
- Klaminder, J., Bindler, R., Emteryd, O., Renberg, I., 2005. Uptake and recycling of lead by boreal forest plants: quantitative estimates from a site in northern Sweden. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 69(10). 2485–2496.
- Klaminder, J., Bindler, R., Laudon, H., Bishop, K., Emteryd, O., Renberg, I., 2006. Flux rates of atmospheric lead pollution within soils of a small catchment in northern Sweden and their implications for future stream water quality. *Environmental science & technology*, 40(15). 4639–4645.
- Klaminder, J., Bindler, R., Rydberg, J., Renberg, I., 2008. Is there a chronological record of atmospheric mercury and lead deposition preserved in the mor layer (O-horizon) of boreal forest soils? *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 72(3). 703–712.
- Klaminder, J., Renberg, I., Bindler, R., Emteryd, O., 2003. Isotopic trends and background fluxes of atmospheric lead in northern Europe: analyses of three ombrotrophic bogs from south Sweden. *Global Biogeochemical Cycles*, 17(1).
- Klaut, D., in prep. Transalpine Mobilität - Untersuchung an Leichenbränden mittels stabiler Isotopen Analysen (Strontium, Blei). Arbeitstitel der laufenden Dissertation an der Ludwig-Maximilians-Universität München.
- Klein, R.F., Wiren, K.M., 1993. Regulation of osteoblastic gene expression by lead. *Endocrinology*, 132(6). 2531–2537.
- Klemm, D., Heublein, B., Fink, H.P., Bohn, A., 2005. Cellulose: fascinating biopolymer and sustainable raw material. *Angewandte Chemie International Edition*, 44(22). 3358–3393.
- Kloke, A., Riebartsch, K., 1964. Verunreinigung von Kulturpflanzen mit Blei aus Kraftfahrzeugabgasen. *Naturwissenschaften*, 51(15). 367–368.
- Knipper, C., 2011. Die räumliche Organisation der linearbandkeramischen Rinderhaltung: naturwissenschaftliche und archäologische Untersuchungen. Dissertation an der Geowissenschaftlichen Fakultät der Eberhard-Karls-Universität Tübingen. Oxford: Archaeopress.

- Knipper, C., Maurer, A.F., Peters, D., Meyer, C., Brauns, M., Galer, S.G., von Freeden, U., Schöne, B., Alt, K.W., 2012. Mobility in Thuringia or mobile Thuringians: a strontium isotope study from early Medieval central Germany. In: Kaiser, E., Burger, J., Schier, W. (Hrsg.). Population dynamics in prehistory and early history. New approaches using stable isotopes and genetic. de Gruyter, Berlin, Boston. 287–310.
- Knudson, K.J., Price, T.D., 2007. Utility of multiple chemical techniques in archaeological residential mobility studies: Case studies from Tiwanaku-and Chiribaya-affiliated sites in the Andes. *American Journal of Physical Anthropology: The Official Publication of the American Association of Physical Anthropologists*, 132(1). 25–39.
- Knudson, K.J., Williams, H.M., Buikstra, J.E., Tomczak, P.D., Gordon, G.W., Anbar, A.D., 2010. Introducing $\delta^{88}/^{86}\text{Sr}$ analysis in archaeology: a demonstration of the utility of strontium isotope fractionation in paleodietary studies. *J. Archaeol. Sci.*, 37. 2352–2364.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.jas.2010.04.009>
- Kober, B., Wessels, M., Bollhöfer, A., Mangini, A., 1999. Pb isotopes in sediments of Lake Constance, Central Europe constrain the heavy metal pathways and the pollution history of the catchment, the lake and the regional atmosphere. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 63(9). 1293–1303.
- Koch, P.L., 2007. Isotopic study of the biology of modern and fossil vertebrates. In: Michener, R., Lajtha, K. (Hrsg.). Stable isotopes in ecology and environmental science. 2. Auflage, Blackwell Publishing Ltd., Malden, Oxford, Victoria. 99–154.
- Koch, P.L., Halliday, A.N., Walter, L.M., Stearley, R.F., Huston, T.J., Smith, G.R., 1992. Sr isotopic composition of hydroxyapatite from recent and fossil salmon: the record of lifetime migration and diagenesis. *Earth and Planetary Science Letters*, 108(4). 277–287.
- Koch, P.L., Tuross, N., Fogel, M.L., 1997. The effects of sample treatment and diagenesis on the isotopic integrity of carbonate in biogenic hydroxylapatite. *Journal of Archaeological Science*, 24(5). 417–429.
- Koeppel, D.E., Miller, R.J., 1970. Lead effects on corn mitochondrial respiration. *Science*, 167(3923). 1376–1378.
- Kohn, M.J., 1996. Predicting animal $\delta^{18}\text{O}$: accounting for diet and physiological adaptation. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 60(23). 4811–4829.
- Kohn, M.J., Cerling, T.E., 2002. Stable Isotope Compositions of Biological Apatite. In: Kohn, M.J., Rakovan, J., Hughes, J.M. (Hrsg.). Phosphates: Geochemical, Geobiological and Material Importance. Reviews in Mineralogy and Geochemistry, 48. Mineralogical Society of America, Washington, D. C.. 455–488.
- Kohn, M.J., Schoeninger, M.J., Barker, W.W., 1999. Altered states: effects of diagenesis on fossil tooth chemistry. *Geochimica et cosmochimica acta*, 63(18). 2737–2747.
- Kohn, M.J., Schoeninger, M.J., Valley, J.W., 1996. Herbivore tooth oxygen isotope compositions: effects of diet and physiology. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 60(20). 3889–3896.
- Komárek, M., Chrastný, V., Štichová, J., 2007. Metal/metalloid contamination and isotopic composition of lead in edible mushrooms and forest soils originating from a smelting area. *Environment international*, 33(5). 677–684.
- Komárek, M., Ettler, V., Chrastný, V., Mihaljevič, M., 2008. Lead isotopes in environmental sciences: a review. *Environment international*, 34(4). 562–577.

- Komjarova, I., Blust, R., 2009. Effect of Na, Ca and pH on simultaneous uptake of Cd, Cu, Ni, Pb, and Zn in the water flea *Daphnia magna* measured using stable isotopes. *Aquatic toxicology*, 94(2). 81–86.
- Kootker, L.M., van Lanen, R.J., Kars, H., Davies, G.R., 2016. Strontium isoscapes in The Netherlands. Spatial variations in $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ as a proxy for palaeomobility. *Journal of Archaeological Science: Reports*, 6. 1–13.
- Kopittke, P.M., Asher, C.J., Kopittke, R.A., Menzies, N.W., 2007. Toxic effects of Pb^{2+} on growth of cowpea (*Vigna unguiculata*). *Environmental pollution*, 150(2). 280–287.
- Kopittke, P.M., Asher, C.J., Menzies, N.W., 2008. Prediction of Pb speciation in concentrated and dilute nutrient solutions. *Environmental pollution*, 153(3). 548–554.
- Kostial, K., Gruden, N., Duraković, A., Juvancvčić, V., Šimonović, I., 1972. Reduction in strontium absorption in pregnant, lactating and suckling rats. *Acta radiologica: therapy, physics, biology*, 11(3). 277–287.
- Kovacs, V., Szabo, A., 1976. Strontium and cesium content of plants and factors related to the absorption of strontium and cesium. II. Absorption of strontium and cesium in plants, *Bot. Bozi.*, 63. 149–153.
- Kovalchuk, I., Titov, V., Hohn, B., Kovalchuk, O., 2005. Transcriptome profiling reveals similarities and differences in plant responses to cadmium and lead. *Mutation Research/Fundamental and Molecular Mechanisms of Mutagenesis*, 570(2). 149–161.
- Kowal, W.A., P.M. Krahn, O.B. Beattie. 1989. Lead levels in human tissues from the Franklin Forensic Project. *International Journal of Environmental and Analytical Chemistry*, 35. 119–126.
- Kozhevnikova, A.D., Seregin, I.V., Bystrova, E.I., Ivanov, V.B., 2007. Effects of heavy metals and strontium on division of root cap cells and meristem structural organization. *Russian Journal of Plant Physiology*, 54(2). 257–266.
- Krabbenhöft, A., Eisenhauer, A., Böhm, F., Vollstaedt, H., Fietzke, J., Liebetrau, V., Augustin, N., Peucker-Ehrenbrink, B., Müller, M.N., Horn, C., Hansen, B.T., Nolte, N., Wallmann, K., 2010. Constraining the marine strontium budget with natural strontium isotope fractionations ($^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}^*$, $\delta^{88}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$) of carbonates, hydrothermal solutions and river waters. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 74. 4097–4109.
- Kristensen, L.J., Taylor, M.P., 2016. Unravelling a ‘miner’s myth’ that environmental contamination in mining towns is naturally occurring. *Environmental geochemistry and health*, 38(4). 1015–1027.
- Krivachy, N., Rossmann, A., Schmidt, H.L., 2015. Potentials and caveats with oxygen and sulfur stable isotope analyses in authenticity and origin checks of food and food commodities. *Food control*, 48. 143–150.
- Kroopnick, P., Craig, H., 1972. Atmospheric oxygen: isotopic composition and solubility fractionation. *Science*, 175(4017). 54–55.
- Krzyszowska, M., Lenartowska, M., Mellerowicz, E.J., Samardakiewicz, S., Woźny, A., 2009. Pectinous cell wall thickenings formation—a response of moss protonemata cells to lead. *Environmental and Experimental Botany*, 65(1). 119–131.

- Krzesłowska, M., Lenartowska, M., Samardakiewicz, S., Bilski, H., Woźny, A., 2010. Lead deposited in the cell wall of *Funaria hygrometrica protonemata* is not stable—a remobilization can occur. *Environmental pollution*, 158(1). 325–338.
- Kshirsagar, S.G., 1977. Radiostrontium distribution measured in vitro between bound and free forms in the soft tissues of rat. *International Journal of Radiation Biology and Related Studies in Physics, Chemistry and Medicine*, 32(6). 561–569.
- Kumar, P.N., Dushenkov, V., Motto, H., Raskin, I., 1995. Phytoextraction: the use of plants to remove heavy metals from soils. *Environmental science & technology*, 29(5). 1232–1238.
- Kumar, U.S., Sharma, S., Navada, S.V., 2008. Recent studies on surface water–groundwater relationships at hydro-projects in India using environmental isotopes. *Hydrological Processes: An International Journal*, 22(23). 4543–4553.
- LadyofHats, 2007. Schema pflanzliche Zellwand.
https://upload.wikimedia.org/wikipedia/commons/e/ed/Schema_pflanzliche_Zellwand.svg
- Laidlaw, M.A., Mielke, H.W., Filippelli, G.M., Johnson, D.L., Gonzales, C.R., 2005. Seasonality and children's blood lead levels: developing a predictive model using climatic variables and blood lead data from Indianapolis, Indiana, Syracuse, New York, and New Orleans, Louisiana (USA). *Environmental Health Perspectives*, 113(6). 793–800.
- Lakanen, E., Paasikallio, A., 1970. The effects of soil factors on the uptake of radiostrontium by plants. Part I. *Ann. Agr. Fenn. Ser. Agrogeol. Chim. Phys.*, 9. 133–138.
- Lambert, J.B., Weydert-Homeyer, J.M., 1993. The fundamental relationship between ancient diet and the inorganic constituents of bone as derived from feeding experiments. *Archaeometry*, 35(2). 279–294.
- Lambertz, G., Welling, J., 2010. Die chemische Zusammensetzung von naturbelassenem Holz. Expertise im Auftrag des Bundesverbandes Holzpackmittel, Paletten, Exportverpacing (HPE) e.V. Johann Heinrich von Thünen-Institut, Bundesforschungsinstitut für Ländliche Räume, Wald und Fischerei, Institut für Holztechnologie und Holzbiologie, Hamburg.
<https://m.winkelheide.de/upload/8048936-VTI-Expertise-April2010-chemische-zusammensetzung-von-naturbelassendem-holz.pdf>
- Land, M., Ingri, J., Andersson, P.S., Öhlander, B., 2000. Ba/Sr, Ca/Sr and $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ ratios in soil water and groundwater: implications for relative contributions to stream water discharge. *Appl. Geochem.*, 15 (3). 311–325. [https://doi.org/10.1016/S0883-2927\(99\)00054-2](https://doi.org/10.1016/S0883-2927(99)00054-2).
- Lang, A., 2002. Das Innertal als Route für Verkehr und Handel in der Eisenzeit. In: G. Schneckeburger (Hrsg.). *Über die Alpen. Menschen-Wege-Waren*, Archäologisches Landesmuseum Baden-Württemberg, Stuttgart. 49–55.
- Lang, K., 1979. *Biochemie der Ernährung*. Steinkopff Verlag, Darmstadt.
- Langley, A., 1996. Health risk assessment and management of contaminated sites in Australia. In: Naidu, R., Kookana, R.S., Oliver, D.P., Rogers, S. and McLaughlin, M.J. (Hrsg.). *Contaminants and the soil environment in the Australasia-Pacific Region*. Springer, Dordrecht. 281–307.
- Laperche, V., Logan, T.J., Gaddam, P., Traina S.J., 1997. Effect of apatite amendments on plant uptake of lead from contaminated soil, *Environmental Science and Technology*, 31. 2745–2753.

- Lasselsberger, L., 2002. Verbrennungstechnik. Grundlagen der Verbrennungstechnik und technische Umsetzung. Bundesanstalt für Landtechnik. Österreichischer Biomasseverband, Wieselburg (http://www.josephinum.at/fileadmin/content/BLT/Publikationen/0758_00.pdf zuletzt aufgerufen am 22.08.2017).
- Läuchli, A., 1967. Nachweis von Ca/Sr-Ablagerungen im Fruchtsiel von *Pisum sativum* mit der Rontgen-Mikrosonde, *Planta*, 73. 221–227.
- Laumer, W., Andreu, L., Helle, G., Schleser, G.H., Wieloch, T., Wissel, H., 2009. A novel approach for the homogenization of cellulose to use micro-amounts for stable isotope analyses. *Rapid Communications in Mass Spectrometry: An International Journal Devoted to the Rapid Dissemination of Up-to-the-Minute Research in Mass Spectrometry*, 23(13). 1934–1940.
- Lawal, O.S., Sanni, A.R., Ajayi, I.A., Rabi, O.O., 2010. Equilibrium, thermodynamic and kinetic studies for the biosorption of aqueous lead (II) ions onto the seed husk of *Calophyllum inophyllum*. *Journal of hazardous materials*, 177(1–3). 829–835.
- Lawrence, C.R., Painter, T.H., Landry, C.C., Neff, J.C., 2010. Contemporary geochemical composition and flux of aeolian dust to the San Juan Mountains, Colorado, United States. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 115(G3).
- Lawrence, J.R., White, J.W.C., 1991. The elusive climate signal in the isotopic composition of precipitation. In: Taylor, H.P., O'Neil, J.R., Kaplan, I.R. (Hrsg.). *Stable isotope geochemistry: A tribute to Samuel Epstein*. St Louis, Missouri: The Geochemical Society.
- Le Roux, G., Aubert, D., Stille, P., Krachler, M., Kober, B., Cheburkin, A., Bonani, G., Shotyk, W., 2005. Recent atmospheric Pb deposition at a rural site in southern Germany assessed using a peat core and snowpack, and comparison with other archives. *Atmospheric Environment*, 39(36). 6790–6801.
- Le Roux, G., Weiss, D., Grattan, J., Givélet, N., Krachler, M., Cheburkin, A., Rausch, N., Kober, B., Shotyk, W., 2004. Identifying the sources and timing of ancient and medieval atmospheric lead pollution in England using a peat profile from Lindow bog, Manchester. *Journal of Environmental Monitoring*, 6(5). 502–510.
- Lee-Thorp, J.A., 2002. Two decades of progress towards understanding fossilization processes and isotopic signals in calcified tissue minerals. *Archaeometry*, 44(3). 435–446.
- Lee, R.E., Von Lehmden, D.J., 1973. Trace metal pollution in the environment. *Journal of the Air Pollution Control Association*, 23(10). 853–857.
- Leggett, R.W., Eckerman, K.F. and Williams, L.R., 1982. Strontium-90 in bone: a case study in age-dependent dosimetric modeling. *Health physics*, 43(3). 307–322.
- LeGrande, A.N., Schmidt, G.A., 2006. Global gridded data set of the oxygen isotopic composition in seawater. *Geophysical research letters*, 33(12). L12604.
- Lehmann, M.M., Gamarra, B., Kahmen, A., Siegwolf, R.T., Saurer, M., 2017. Oxygen isotope fractionations across individual leaf carbohydrates in grass and tree species. *Plant, cell & environment*, 40(8). 1658–1670.
- Lengemann, F.W., 1963. Over-all aspects of calcium and strontium absorption. In: Wasserman, R.H. (Hrsg.). *The transfer of calcium and strontium across biological membranes*. New York: Academic press. 85–96.

- Lengfelder, F., Grupe, G., Stallauer, A., Huth, R., Söllner, F., 2019. Modelling strontium isotopes in past biospheres—Assessment of bioavailable $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ ratios in local archaeological vertebrates based on environmental signatures. *Science of The Total Environment*, 648. 236–252.
- Lenihan, J.M.A., Loutit, J.F., Martin, J.H., 1967. *Strontium Metabolism*. Academic Press, London.
- Lepp, N.W., Dollard, G.J., 1974. Studies on lateral movement of ^{210}Pb in woody stems. *Oecologia*, 16(2). 179–184.
- LeRoy, G.V., Rust, J.H., Hasterlik, R.J., 1963. The consequences of ingestion by man of real and simulated fallout (No. ACRH-102). Argonne Cancer Research Hospital, Chicago, Ill.
- Lewis, D.W., McConchie, D., 1994. Textures. In *Analytical Sedimentology*. Springer, Boston, MA. 92–129.
- Lewis, J., Pike, A.W.G., Coath, C.D., Evershed, R.P., 2017. Strontium concentration, radiogenic ($^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$) and stable ($\delta^{88}\text{Sr}$) strontium isotope systematics in a controlled feeding study. *Star. Sci. Technol. Archaeol. Res.*, 3. 53–65. <http://dx.doi.org/10.1080/20548923.2017.1303124>
- Li, C., Paris, O., Siegel, S., Roschger, P., Paschalis, E.P., Klaushofer, K., Fratzl, P., 2010. Strontium is incorporated into mineral crystals only in newly formed bone during strontium ranelate treatment. *Journal of Bone and Mineral Research*, 25(5). 968–975.
- Li, F., Pan, G., Tang, C., Zhang, Q., Yu, J., 2008. Recharge source and hydrogeochemical evolution of shallow groundwater in a complex alluvial fan system, southwest of North China Plain. *Environmental Geology*, 55(5). 1109–1122.
- Li, J., Zhang, G., Ruan, L., Yang, J., Wang, H., 2016. Sr–Nd elements and isotopes as tracers of dust input in a tropical soil chronosequence. *Geoderma*, 262. 227–234.
- Liao, Y.C., Chien, S.C., Wang, M.C., Shen, Y., Hung, P.L., Das, B., 2006. Effect of transpiration on Pb uptake by lettuce and on water soluble low molecular weight organic acids in rhizosphere. *Chemosphere*, 65(2). 343–351.
- Libby, L.M., Pandolfi, L.J., Payton, P.H., Marshall III, J., Becker, B., Giertz-Sienbenlist, V., 1976. Isotopic tree thermometers. *Nature*, 261(5558). 284.
- Lidsky, T.I., Schneider, J.S., 2003. Lead neurotoxicity in children: basic mechanisms and clinical correlates. *Brain*, 126(1). 5–19.
- Lightfoot, E., O’Connell, T.C., 2016. On the use of biomineral oxygen isotope data to identify human migrants in the archaeological record: intra-sample variation, statistical methods and geographical considerations. *PloS one*, 11(4). e0153850.
- Likhtarev, I.A., Dobroskok, I.A., Ilyin, L.A., Krasnoschekova, G.P., Likhtareva, T.M., Smirnov, B.I., Sobolev, E.P., Shamov, V.P., Shapiro, E.T., 1975. A study of certain characteristics of strontium metabolism in a homogeneous group of human subjects. *Health physics*, 28(1). 49–60.
- Lin, G.P., Rau, Y.H., Chen, Y.F., Chou, C.C., Fu, W.G., 2003. Measurements of δD and $\delta^{18}\text{O}$ stable isotope ratios in milk. *Journal of food science*, 68(7). 2192–2195.
- Liu, Z., Bowen, G.J., Welker, J.M., 2010. Atmospheric circulation is reflected in precipitation isotope gradients over the conterminous United States. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 115(D22).

- Liu, Z., Bowen, G.J., Welker, J.M., Yoshimura, K., 2013. Winter precipitation isotope slopes of the contiguous USA and their relationship to the Pacific/North American (PNA) pattern. *Climate dynamics*, 41(2). 403–420.
- Livarda, A., 2011. Spicing up life in northwestern Europe: exotic food plant imports in the Roman and medieval world. *Vegetation History and Archaeobotany*, 20(2). 143–164.
- Locosselli, G.M., Chacón-Madrid, K., Arruda, M.A.Z., de Camargo, E.P., Moreira, T.C.L., de André, C.D.S., de André, P.A., Singer, J.M., Saldiva, P.H.N., Buckeridge, M.S., 2018. Tree rings reveal the reduction of Cd, Cu, Ni and Pb pollution in the central region of São Paulo, Brazil. *Environmental Pollution*, 242. 320–328.
- Loell, M., Reiher, W., Felix-Henningsen, P., 2011. Contents and bioavailability of rare earth elements in agricultural soils in Hesse (Germany). *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 174(4). 644–654.
- Long, L., 1999. Lead isotopes. In: Marshall, C.P., Fairbridge, R.W. (Hrsg.). *Encyclopedia of Geochemistry*. Kluwer Academic Publishers.
- Longerich, H.P., Günther, D., Jackson, S.E., 1996. Elemental fractionation in laser ablation inductively coupled plasma mass spectrometry. *Fresenius' journal of analytical chemistry*, 355(5-6). 538–542.
- Longinelli, A., 1984. Oxygen isotopes in mammal bone phosphate: a new tool for paleohydrological and paleoclimatological research?. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 48(2). 385–390.
- Longinelli, A., Nuti, S., 1973. Revised phosphate-water isotopic temperature scale. *Earth and Planetary Science Letters*, 19(3). 373–376.
- Lorenz, S.E., Hamon, R.E., McGrath, S.P., Holm, P.E., Christensen, T.H., 1994. Applications of fertilizer cations affect cadmium and zinc concentrations in soil solutions and uptake by plants. *European Journal of Soil Science*, 45(2). 159–165.
- Luccarini, S., Mauri, L., Ciuti, S., Lamberti, P., Apollonio, M., 2006. Red deer (*Cervus elaphus*) spatial use in the Italian Alps: home range patterns, seasonal migrations, and effects of snow and winter feeding. *Ethology Ecology & Evolution*, 18(2). 127–145.
- Ludwig, K.R., 2012. User's Manual for Isoplot 3.75: A Geochronological Toolkit for Microsoft Excel. Berkeley Geochronology Center. Special Publication No. 5. 75 S.
- Lukaszewski, Z., Siwecki, R., Opydo, J., Zembrzuski, W., 1988. The effect of industrial pollution on Zinc, Cadmium and Copper concentration in the xylem rings of Scot's pine (*Pinus sylvestris* L.) and in the soil. *Trees*, 2(1). 1–6.
- Lukaszewski, Z., Siwecki, R., Opydo, J., Zembrzuski, W., 1993. The effect of industrial pollution on copper, lead, zinc and cadmium concentration in xylem rings of resistant (*Populus marilandica*) and sensitive (*P. balsamifera*) species of poplar. *Trees*, 7(3). 169–174.
- Luo, Y.H., Sternberg, L.D.S.L., 1992. Hydrogen and oxygen isotopic fractionation during heterotrophic cellulose synthesis. *Journal of Experimental Botany*, 43(1). 47–50.
- Luz, B., Cormie, A.B., Schwarcz, H.P., 1990. Oxygen isotope variations in phosphate of deer bones. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 54(6). 1723–1728.

- Luz, B., Kolodny, Y., 1985. Oxygen isotope variations in phosphate of biogenic apatites, IV. Mammal teeth and bones. *Earth and planetary science letters*, 75(1). 29–36.
- Luz, B., Kolodny, Y., Horowitz, M., 1984. Fractionation of oxygen isotopes between mammalian bone-phosphate and environmental drinking water. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 48(8). 1689–1693.
- Lynden-Bell, R.M., Morris, S.C., Barrow, J.D., Finney, J.L., Harper, C. eds., 2010. *Water and life: The unique properties of H₂O*. CRC Press.
- Ma, J.L., Wei, G.J., Liu, Y., Ren, Z.Y., Xu, Y.G., Yang, Y.H., 2013. Precise measurement of stable ($\delta^{88}/^{86}\text{Sr}$) and radiogenic ($^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$) strontium isotope ratios in geological standard reference materials using MC-ICP-MS. *Chin. Sci. Bull.*, 58. 3111–3118. <http://dx.doi.org/10.1007/s11434-013-5803-5>
- Ma, W.C., 2011. Lead in mammals. In: Beyer, W.N., Meador, J.P. (Hrsg.). *Environmental Contaminants in Biota: Interpreting Tissue Concentrations*, 2nd ed. CRC Press, Boca Raton, USA. 595–608.
- MacKenzie, A.B., Farmer, J.G., Sugden, C.L., 1997. Isotopic evidence of the relative retention and mobility of lead and radiocaesium in Scottish ombrotrophic peats. *Science of the Total Environment*, 203(2). 115–127.
- MacLean, A.J., Halstead, R.L., Finn, B.J., 1969. Extractability of added lead in soils and its concentration in plants. *Canadian journal of soil science*, 49(3). 327–334.
- Maddaloni, M., Lolocono, N., Manton, W., Blum, C., Drexler, J., Graziano, J., 1998. Bioavailability of soilborne lead in adults, by stable isotope dilution. *Environmental Health Perspectives*, 106(6). 1589–1594.
- Maenhaut, W., Zoller, W.H., Duce, R.A., Hoffman, G.L., 1979. Concentration and size distribution of particulate trace elements in the south polar atmosphere. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 84(C5). 2421–2431.
- Maestri, E., Marmiroli, M., Visioli, G., Marmiroli, N., 2010. Metal tolerance and hyperaccumulation: costs and trade-offs between traits and environment. *Environmental and Experimental Botany*, 68(1). 1–13.
- Mahaffey, K.R., Gartside, P.S., Glueck, C.J., 1986. Blood lead levels and dietary calcium intake in 1-to 11-year-old children: the Second National Health and Nutrition Examination Survey, 1976 to 1980. *Pediatrics*, 78(2). 257–262.
- Małecka, A., Piechalak, A., Morkunas, I., Tomaszewska, B., 2008. Accumulation of lead in root cells of *Pisum sativum*. *Acta Physiologiae Plantarum*, 30(5). 629–637.
- Malone, C., Koeppe, D.E., Miller, R.J., 1974. Localization of lead accumulated by corn plants. *Plant Physiology*, 53(3). 388–394.
- Manton, W.I., Rothenberg, S.J., Manalo, M., 2001. The lead content of blood serum. *Environmental research*, 86(3). 263–273.
- Mao, M., Rukhlov, A.S., Rowins, S.M., Spence, J., Coogan, L.A., 2016. Apatite trace element compositions: A robust new tool for mineral exploration. *Economic Geology*, 111(5). 1187–1222.

- Marazzi, S., 2004. Die orographischen Einteilungen der Alpen und die IVOEA. In: Marazzi, S., Grimm, P., Mattmüller, C.R., Zahn, P., Jurgalski, E. (Hrsg.). Die Gebirgsgruppen der Alpen: Ansichten, Systematiken und Methoden zur Einteilung der Alpen. German and Austrian Alpine Clubs, (German/English) Munich. 69–96.
- Marchionni, S., Bucciatti, A., Bollati, A., Braschi, E., Cifelli, F., Molin, P., Parotto, M., Mattei, M., Tommasini, S., Conticelli, S., 2016. Conservation of $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ isotopic ratios during the winemaking processes of 'Red' wines to validate their use as geographic tracer. Food chemistry, 190. 777–785.
- Marcus, C.S., Lengemann, F.W., 1962. Absorption of Ca^{45} and Sr^{85} from solid and liquid food at various levels of the alimentary tract of the rat. The Journal of nutrition, 77(2). 155–160.
- Marie, P.J., 2006. Strontium ranelate: a dual mode of action rebalancing bone turnover in favour of bone formation. Current opinion in rheumatology, 18. S11–S15.
- Markowitz, M., 2000. Lead poisoning. Pediatrics in Review, 21(10). 327–335.
- Marschner, H., Römheld, V., Horst, W.J., Martin, P., 1986. Root-induced changes in the rhizosphere: Importance for the mineral nutrition of plants. Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde, 149(4). 441–456.
- Marshall, J.D., Brooks, J.R., Lajtha, K., 2007. Sources of variation in the stable isotopic composition of plants. Stable isotopes in ecology and environmental science, 2. 22–60.
- Martin, J.M., Nirel, P., Thomas, A.J., 1987. Sequential extraction techniques: promises and problems. Marine Chemistry, 22(2-4). 313–341.
- Martin, R.P., Newbould, P., Russell, R.S., 1957. Discrimination between strontium and calcium in plants and soils. The International Journal of Applied Radiation and Isotopes, 2(3-4). 247.
- Martin, T.J., Udagawa, N., 1998. Hormonal regulation of osteoclast function. Trends in Endocrinology & Metabolism, 9(1). 6–12.
- Martínez Cortizas, A., López-Merino, L., Bindler, R., Mighall, T., Kylander, M.E., 2016. Early atmospheric metal pollution provides evidence for Chalcolithic/Bronze Age mining and metallurgy in Southwestern Europe. Science of the Total Environment, 545. 398–406.
- Martini, F.H., Timmons, M.J., Tallitsch, R.B., 2012. Human anatomy. 7th Auflage. Pearson Education, Inc.
- Marzatico, F., 2007. La frequentazione dell'ambiente montano nel territorio atesino fra l'età del Bronzo e del Ferro: alcune considerazioni sulla pastorizia transumante e "l'economia di malga". Preistoria Alpina, 42. 163–182.
- Mauder, M., Ntoutsis, E., Kröger, P., Kriegel, H.P., 2017. The isotopic fingerprint: new methods of data mining and similarity search. In: Grupe, G., Grigat, A., McGlynn, G. (Hrsg.). Across the Alps in Prehistory. Springer, Cham. 105–125.
- Mauder, M., Ntoutsis, E., Kröger, P., Mayr, C., Toncala, A., Hölzl, S., Grupe, G., 2019. Significance and limitations of stable oxygen isotope ratios in the apatite phosphate of archaeological vertebrate finds for provenance analysis in an alpine reference region. Archaeometry, 61(1). 194–210.

- Maurer, A.F., Galer, S.J.G., Knipper, C., Beierlein, L., Nunn, E.V., Peters, D., Tutken, T., Alt, K.W., Schone, B.R., 2012. Preservation vs. anthropogenic contamination of natural bioavailable strontium in Saxony-Anhalt, Germany, with implications for isoscapes in past migration studies. *Science of the Total Environment*, 433. 216–229.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.06.046>.
- Maxwell, T.M., Silva, L.C., Horwath, W.R., 2018. Predictable oxygen isotope exchange between plant lipids and Environmental water: implications for ecosystem water balance reconstruction. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 123(9). 2941–2954.
- May, W.E., Karam, L.R., Watters, R.L., 2004. Certificate of Analysis. Standard Reference Material 982. National Institute of Standards & Technology.
- Mayr, C., Frenzel, B., Friedrich, M., Spurk, M., Stichler, W., Trimborn, P., 2003. Stable carbon-and hydrogen-isotope ratios of subfossil oaks in southern Germany: methodology and application to a composite record for the Holocene. *The Holocene*, 13(3). 393–402.
- Mayr, C., Grupe, G., Toncala, A., Lihl, C.M., 2016. Linking oxygen isotopes of animal-bone phosphate with altimetry: results from archaeological finds from a transect in the Alps. In: Grupe, G., McGlynn, G.C. (Hrsg). *Isotopic Landscapes in Bioarchaeology*. Springer, Berlin, Heidelberg. 157–172.
- Mazor, E., 2004. *Chemical and Isotopic Groundwater Hydrology*. Third edition. CRC Press.
- McArthur, J.M., 1994. Recent trends in strontium isotope stratigraphy. *Terra Nova*. 6. 331–358.
<https://doi.org/10.1111/j.1365-3121.1994.tb00507.x>.
- McBride, M.B., Nibarger, E.A., Richards, B.K., Steenhuis, T., 2003. Trace metal accumulation by red clover grown on sewage sludge-amended soils and correlation to Mehlich 3 and calcium chloride-extractable metals. *Soil Science*, 168(1). 29–38.
- McCallum, A., 2019. Lead paint remains main cause of lead poisoning in Rock County. *Janesville Gazette*, 4.4.2019.
- McClellan, R.O., 1964. Calcium–strontium discrimination in miniature pigs as related to age. *Nature*, 202(4927). 104–106.
- McConnell, D., 1973. *Apatite: its crystal chemistry, mineralogy, utilization, and geologic and biologic occurrences*. Springer Science & Business Media.
- McConnell, M.C., Thunell, R.C., Lorenzoni, L., Astor, Y., Wright, J.D., Fairbanks, R., 2009. Seasonal variability in the salinity and oxygen isotopic composition of seawater from the Cariaco Basin, Venezuela: Implications for paleosalinity reconstructions. *Geochemistry, Geophysics, Geosystems*, 10(6). Q06019.
- McKinney, C.R., McCrea, J.M., Epstein, S., Allen, H.A., Urey, H.C., 1950. Improvements in mass spectrometers for the measurement of small differences in isotope abundance ratios. *Review of Scientific Instruments*, 21(8). 724–730.
- Medini, S., Janin, M., Verdoux, P., Techer, I., 2015. Methodological development for $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ measurement in olive oil and preliminary discussion of its use for geographical traceability of PDO Nîmes (France). *Food chemistry*, 171. 78–83.
- Meier-Augenstein, W., 2010. *Stable isotope forensics*. John Wiley, Chichester.

VII. Referenzen

- Meija, J., Coplen, T.B., Berglund, M., Brand, W.A., De Bièvre, P., Gröning, M., Holden, N.E., Irrgeher, J., Loss, R.D., Walczyk, T., Prohaska, T., 2016. Atomic weights of the elements 2013 (IUPAC Technical Report). *Pure and Applied Chemistry*, 88(3). 265–291. <https://doi.org/10.1515/pac-2015-0305>
- Mentaverri, R., Brazier, M., Kamel, S., Fardellone, P., 2012. Potential anti-catabolic and anabolic properties of strontium ranelate. *Current molecular pharmacology*, 5(2). 189–194.
- Menzel, R.G., Heald, W.R., 1955. Distribution of potassium, rubidium, cesium, calcium, and strontium within plants grown in nutrient solutions. *Soil science*, 80(4). 287–294.
- Merkel, G., 2008. *Technik der Wasserversorgung: Praxisgrundlagen für Führungskräfte*. Oldenbourg Industrieverlag.
- Meschede, M., 2015. *Geologie Deutschlands: Ein prozessorientierter Ansatz*. Springer-Verlag.
- Meybeck, M., 1987. Global chemical weathering of surficial rocks estimated from river dissolved loads. *American journal of science*, 287(5). 401–428.
- Meyers, D.E., Auchterlonie, G.J., Webb, R.I., Wood, B., 2008. Uptake and localisation of lead in the root system of *Brassica juncea*. *Environmental Pollution*, 153(2). 323–332.
- Michael, G., 1959. Über das Wahlvermögen der Pflanzen bei der Mineralstoffaufnahme. *Dt. Akademie d. Landwirtschaftswissenschaften*.
- Mielke, H.W., Laidlaw, M.A., Gonzales, C., 2010. Lead (Pb) legacy from vehicle traffic in eight California urbanized areas: continuing influence of lead dust on children's health. *Science of the total environment*, 408(19). 3965–3975.
- Mielke, H.W., Reagan, P.L., 1998. Soil is an important pathway of human lead exposure. *Environmental health perspectives*, 106(1). 217–229.
- Mighall, T. M., Timberlake, S., Foster, I. D. L., Krupp, E., Singh, S., 2009. Ancient copper and lead pollution records from a raised bog complex in central Wales, UK. *Journal of Archaeological Science*, 36. 1504–1515.
- Mihaljevič, M., 1999. Lead. In: Marshall, C.P., Fairbridge, R.W. (Hrsg.). *Encyclopedia of Geochemistry*. Kluwer Academic Publishers. 362.
- Miles, C.D., Brandle, J.R., Daniel, D.J., Chu-Der, O., Schnare, P.D., Uhlik, D.J., 1972. Inhibition of photosystem II in isolated chloroplasts by lead. *Plant physiology*, 49(5). 820–825.
- Millen, T.M., Zartman, R.E., Van Heyl, A., 1995. *Lead isotopes from the Upper Mississippi Valley District: A regional perspective (Vol. 2094)*. US Government Printing Office.
- Miller, E.K., Blum, J.D., Friedland, A.J., 1993. Determination of soil exchangeable-cation loss and weathering rates using Sr isotopes. *Nature*, 362. 438–441. <http://dx.doi.org/10.1038/362438a0>
- Miller, O.L., Solomon, D.K., Fernandez, D.P., Cerling, T.E., Bowling, D.R., 2014. Evaluating the use of strontium isotopes in tree rings to record the isotopic signal of dust deposited on the Wasatch Mountains. *Applied geochemistry*, 50. 53–65.
- Misra, D.N., 1984. *Adsorption on and surface chemistry of hydroxyapatite*. New York: Plenum Press. 179 S.
- Misra, M.K., Ragland, K.W., Baker, A.J., 1993. Wood ash composition as a function of furnace

- temperature. *Biomass and Bioenergy*, 4(2). 103–116.
- Misra, S.G., Pandey, G., 1976. Evaluation of suitable extractant for available lead in soils. *Plant and Soil*, 45(3). 693–696.
- Mitchell, B., Staines, B.W., Welch, D., 1977. Ecology of red deer: a research review relevant to their management in Scotland. Institute of Terrestrial Ecology.
- Miyahara, T., Komiyama, H., Miyanishi, A., Takata, M., Kozuka, H., Hayashi, T., Yamamoto, M., Odake, H., Koizumi, F., 1995. Stimulative effects of lead on bone resorption in organ culture. *Toxicology*, 97(1-3). 191–197.
- Miyake, M., Ishigaki, K., Suzuki, T., 1986. Structure refinements of Pb^{2+} ion-exchanged apatites by X-ray powder pattern-fitting. *Journal of Solid State Chemistry*, 61(2). 230–235.
- Molleson, T.I., Eldridge, D., Gale, N., 1986. Identification of lead sources by stable isotope ratios in bones and lead from Poundbury Camp, Dorset. *Oxford Journal of Archaeology*, 5(2). 249–253.
- Momoshima, N., Bondietti, E.A., 1994. The radial distribution of ^{90}Sr and ^{137}Cs in trees. *Journal of Environmental Radioactivity*, 22(2). 93–109.
- Monna, F., Galop, D., Carozza, L., Tual, M., Beyrie, A., Marembert, F., Chateau, C., Dominik, J., Grousset, F.E., 2004. Environmental impact of early Basque mining and smelting recorded in a high ash minerogenic peat deposit. *Science of the total environment*, 327(1-3). 197–214.
- Monna, F., Lancelot, J., Croudace, I.W., Cundy, A.B., Lewis, J.T., 1997. Pb isotopic composition of airborne particulate material from France and the southern United Kingdom: implications for Pb pollution sources in urban areas. *Environmental Science & Technology*, 31(8). 2277–2286.
- Monna, F., Othman, D.B., Luck, J.M., 1995. Pb isotopes and Pb, Zn and Cd concentrations in the rivers feeding a coastal pond (Thau, southern France): constraints on the origin(s) and flux(es) of metals. *Science of the total environment*, 166(1-3). 19–34.
- Montgomery, J., 2002. Lead and strontium isotope compositions of human dental tissues as an indicator of ancient exposure and population dynamics. Doctoral dissertation, The University of Bradford.
- Montgomery, J., Evans, J.A., Chenery, S.R., Pashley, V., Killgrove, K., 2010. Gleaming, white and deadly: using lead to track human exposure and geographic origins in the Roman period in Britain. *Journal of Roman archaeology; supplementary series*. 199–226.
- Montgomery, J., Evans, J.A., Cooper, R.E., 2007. Resolving archaeological populations with Sr-isotope mixing models. *Appl. Geochem.*, 22 (7). 1502–1514.
<https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2007.02.009>.
- Montgomery, J., Evans, J.A., Neighbour, T., 2003. Sr isotope evidence for population movement within the Hebridean Norse community of NW Scotland. *Journal of the Geological Society*, 160(5). 649–653.
- Montgomery, J., Evans, J.A., Wildman, G., 2006. $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ isotope composition of bottled British mineral waters for environmental and forensic purposes. *Applied Geochemistry*, 21(10). 1626–1634.

- Mook, W.G., 2001. Environmental Isotopes in the Hydrological Cycle. Principles and Applications. Vol. 1. Introduction theory, methods, review. UNESCO/IAEA Series. http://www-naweb.iaea.org/napc/ih/documents/global_cycle/Environmental%20Isotopes%20in%20the%20Hydrological%20Cycle%20Vol%201.pdf
- Moor, H.C., Schaller, T., Sturm, M., 1996. Recent changes in stable lead isotope ratios in sediments of Lake Zug, Switzerland. *Environmental science & technology*, 30(10). 2928–2933.
- Moore, L.J., Murphy, T.J., Barnes, I.L., Paulsen, P.J., 1982. Absolute isotopic abundance ratios and atomic weight of a reference sample of strontium. *Journal of research of the national Bureau of Standards*, 87(1). 1–8.
- Moore, M., Kuang, Z., Blossey, P.N., 2014. A moisture budget perspective of the amount effect. *Geophysical Research Letters*, 41(4). 1329–1335.
- Moore, M.R., Meredith, P.A., Watson, W.S., Sumner, D.J., Taylor, M.K., Goldberg, A., 1980. The percutaneous absorption of lead-203 in humans from cosmetic preparations containing lead acetate, as assessed by whole-body counting and other techniques. *Food and Cosmetics Toxicology*, 18(4). 399–405.
- Morohashi, T., Sano, T., Yamada, S., 1994. Effects of strontium on calcium metabolism in rats. I. A distinction between the pharmacological and toxic doses. *The Japanese Journal of Pharmacology*, 64(3). 155–162.
- Morrison, J.N., Quartermann, J., 1987. The relationship between iron status and lead absorption in rats. *Biological trace element research*, 14(1-2). 115–126.
- Moser, H., Stichler, W., 1974. Deuterium and oxygen-18 contents as an index of the properties of snow covers. *International Association of Hydrological Sciences Publication*, 114. 122–135.
- Moser, M., 2013. Geofast - Zusammenstellung ausgewählter Archivunterlagen der Geologischen Bundesanstalt 1:50.000 - 118 Innsbruck: Stand 2008, Ausgabe 2013/02.
- Moulton, K.L., West, J., Berner, R.A., 2000. Solute flux and mineral mass balance approaches to the quantification of plant effects on silicate weathering. *American Journal of Science*, 300(7). 539–570.
- Mukai, H., Machida, T., Tanaka, A., Vera, Y.P., Uematsu, M., 2001. Lead isotope ratios in the urban air of eastern and central Russia. *Atmos Environ*, 35. 2783–93.
- Mulhern, D.M., Van Gerven, D.P., 1997. Patterns of femoral bone remodeling dynamics in a medieval Nubian population. *American Journal of Physical Anthropology: The Official Publication of the American Association of Physical Anthropologists*, 104(1). 133–146.
- Munk, K., 2009. Taschenlehrbuch Biologie. Botanik. Georg Thieme Verlag KG.
- Mushak, P., 1993. New directions in the toxicokinetics of human lead exposure. *Neurotoxicology*, 14(2-3). 29–42.
- Mushak, P., Davis, J.M., Crocetti, A.F., Grant, L.D., 1989. Prenatal and postnatal effects of low-level lead exposure: integrated summary of a report to the US Congress on childhood lead poisoning. *Environmental research*, 50(1). 11–36.
- Mutschmann, J., Stimmelmayer, F., 2007. Taschenbuch der Wasserversorgung. Springer-Verlag.

- Mykkänen, H.M., Wasserman, R.H., 1982. Effect of vitamin D on the intestinal absorption of ^{203}Pb and ^{47}Ca in chicks. *The Journal of nutrition*, 112(3). 520–527.
- Myttenaere, C., 1965. The influence of the strontium/calcium ratio of the nutrient solution on the translocation and chemical forms of strontium and calcium in *Pisum sativum*. *Radiation Botany*, 5(2). 143–151.
- Nakano, T., Yokoo, Y., Yamanaka, M., 2001. Strontium isotope constraint on the provenance of basic cations in soil water and stream water in the Kawakami volcanic watershed, central Japan. *Hydrological processes*, 15(10). 1859–1875.
- Navarro, T., Lopez, M.A., 1998. Accidental Contamination with ^{90}Sr : A Case Study. *Radiation protection dosimetry*, 79(1-4). 67–70.
- Needleman, H., 2004. Lead poisoning. *Annu. Rev. Med.*, 55. 209–222.
- Négrel, P., Guerrot, C., Millot, R., 2007. Chemical and strontium isotope characterization of rainwater in France: influence of sources and hydrogeochemical implications. *Isot. Environ. Health Stud.*, 43 (3). 179–196. <https://doi.org/10.1080/10256010701550773>.
- Négrel, P., Roy, S., 1998. Chemistry of rainwater in the Massif Central (France): a strontium isotope and major element study. *Applied geochemistry*, 13(8). 941–952.
- Nelson, A.E., Shi, X.A., Schwartz, T.A., Chen, J.C., Renner, J.B., Caldwell, K.L., Helmick, C.G., Jordan, J.M., 2011. Whole blood lead levels are associated with radiographic and symptomatic knee osteoarthritis: a cross-sectional analysis in the Johnston County Osteoarthritis Project. *Arthritis research & therapy*, 13(2). R37.
- Nelson, B.K., DeNiro, M.J., Schoeninger, M.J., De Paolo, D.J., Hare, P.E., 1986. Effects of diagenesis on strontium, carbon, nitrogen and oxygen concentration and isotopic composition of bone. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 50(9). 1941–1949.
- Neuman, W.F., Neuman, M.W., 1958. The chemical dynamics of bone mineral. *The chemical dynamics of bone mineral*.
- Neumann, W., Huster, E., 1974. The half-life of ^{87}Rb measured as difference between the isotopes ^{87}Rb and ^{85}Rb . *Zeitschrift für Physik*, 270(2). 121–127.
- Nielsen, S.P., 2004. The biological role of strontium. *Bone*, 35(3). 583–588.
- Nigro, A., Sappa, G., Barbieri, M., 2017. Strontium isotope as tracers of groundwater contamination. *Procedia Earth and Planetary Science*, 17. 352–355.
- Nirel, P.M.V., Morel, F.M.M., 1990. Pitfalls of sequential extractions. *Water research*, 24(8). 1055–1056.
- Nishiyama, Y., Langan, P., Chanzy, H., 2002. Crystal structure and hydrogen-bonding system in cellulose I β from synchrotron X-ray and neutron fiber diffraction. *Journal of the American Chemical Society*, 124(31). 9074–9082.
- Nishiyama, Y., Sugiyama, J., Chanzy, H., Langan, P., 2003. Crystal structure and hydrogen bonding system in cellulose I α from synchrotron X-ray and neutron fiber diffraction. *Journal of the American Chemical Society*, 125(47). 14300–14306.

- Novák, M., Emmanuel, S., Vile, M.A., Erel, Y., Véron, A., Pačes, T., Wieder, R.K., Vaněček, M., Štěpánová, M., Břízová, E., Hovorka, J., 2003. Origin of lead in eight Central European peat bogs determined from isotope ratios, strengths, and operation times of regional pollution sources. *Environmental science & technology*, 37(3). 437–445.
- Novozamsky, I., Lexmond, T.M., Houba, V.J.G., 1993. A single extraction procedure of soil for evaluation of uptake of some heavy metals by plants. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry*, 51(1-4). 47–58.
- NRC, 2005. Mineral Tolerance of Animals, National Research Council. National Academies Press.
- Nriagu, J.O., 1978. The biogeochemistry of lead in the environment. Part B. Biological effects (Vol. 397). Elsevier/North Holland Biomedical Press, Amsterdam.
- Nriagu, J.O., 1983. Lead and lead poisoning in antiquity. NY, USA: Wiley-Interscience.
- NTP, 2012. Health Effects of Low-Level Lead, National Toxicology Program Monograph. US Department of Health and Human Services.
(https://ntp.niehs.nih.gov/ntp/ohat/lead/final/monographhealtheffectslowlevellead_newissn_508.pdf, zuletzt aufgerufen am 02.11.2018)
- O'Grady, S.P., Wende, A.R., Remien, C.H., Valenzuela, L.O., Enright, L.E., Chesson, L.A., Abel, E.D., Cerling, T.E., Ehleringer, J.R., 2010. Aberrant water homeostasis detected by stable isotope analysis. *PLoS One*, 5(7). e11699.
- Oda, H., Kawasaki, A., Hirata, T., 2002. Determination of the geographic origin of brown-rice with isotope ratios of $^{11}\text{B}/^{10}\text{B}$ and $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$. In *Analytical Sciences/Supplements Proceedings of IUPAC International Congress on Analytical Sciences 2001 (ICAS 2001)*. The Japan Society for Analytical Chemistry. i1627–i1630.
- OECD, 1993. Risk Reduction. Monograph 1: Lead. Organization for Economic Cooperation and Development, Paris.
- Offermann, C., Ferrio, J.P., Holst, J., Grote, R., Siegwolf, R., Kayler, Z., Gessler, A., 2011. The long way down—are carbon and oxygen isotope signals in the tree ring uncoupled from canopy physiological processes?. *Tree Physiology*, 31(10). 1088–1102.
- Ohno, T., Hirata, T., 2007. Simultaneous determination of mass-dependent isotopic fractionation and radiogenic isotope variation of strontium in geochemical samples by multiple collector-ICP-mass spectrometry. *Anal. Sci.*, 23. 1275–1280. <http://dx.doi.org/10.2116/analsci.23.1275>
- Ohno, T., Komiya, T., Ueno, Y., Hirata, T., Maruyama, S., 2008. Determination of $^{88}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ mass-dependent isotopic fractionation and radiogenic isotope variation of $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ in the Neoproterozoic Doushantuo Formation. *Gondwana Res.*, 14. 126–133.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.gr.2007.10.007>
- Okada, N., Y. Katayama, T. Nobuchi, Y. Ishimaru, A. Aoki, 1993a. Trace elements in the stems of trees V. Comparisons of radial distributions among softwood stems. *Mokuzai Gakkaishi*, 39. 1111–1118.
- Okada, N., Y. Katayama, T. Nobuchi, Y. Ishimaru, A. Aoki, 1993b. Trace elements in the stems of trees VI. Comparisons of radial distributions among hardwood stems. *Mokuzai Gakkaishi*, 39. 1119–1127.

- Olehy, D.A., Schmitt, R.A., Bethard, W.F., 1966. Neutron activation analysis of magnesium, calcium, strontium, barium, manganese, cobalt, copper, zinc, sodium, and potassium in human erythrocytes and plasma. *J Nucl Med*, 7(12). 917–927.
- Oliver, S., Barber, S.A., 1966. Mechanisms for the Movement of Mn, Fe, B, Cu, Zn, Al and Sr from One Soil to the Surface of Soybean Roots (*Glycine max*) 1. *Soil Science Society of America Journal*, 30(4). 468–470.
- Omdahl, J.L., 1977. Control of kidney 25-hydroxyvitamin D3 metabolism. Strontium and the involvement of parathyroid hormone. *Arch Biochem Biophys*, 184(1). 172–178.
- Ondov, J.M., Choquette, C.E., Zoller, W.H., Gordon, G.E., Biermann, A.H., Heft, R.E., 1989. Atmospheric behavior of trace elements on particles emitted from a coal-fired power plant. *Atmospheric Environment* (1967), 23(10). 2193–2204.
- Oomen, A.G., Hack, A., Minekus, M., Zeijdner, E., Cornelis, C., Schoeters, G., Verstraete, W., Van de Wiele, T., Wragg, J., Rompelberg, C.J., Sips, A.J., 2002. Comparison of five in vitro digestion models to study the bioaccessibility of soil contaminants. *Environmental science & technology*, 36(15). 3326–3334.
- Outridge, P.M., Evans, R.D., Wagemann, R., Stewart, R.E.A., 1997. Historical trends of heavy metals and stable lead isotopes in beluga (*Delphinapterus leucas*) and walrus (*Odobenus rosmarus rosmarus*) in the Canadian Arctic. *Science of the Total Environment*, 203(3). 209–219.
- Outridge, P.M., Stewart, R.E., 1999. Stock discrimination of Atlantic walrus (*Odobenus rosmarus rosmarus*) in the eastern Canadian Arctic using lead isotope and element signatures in teeth. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 56(1). 105–112.
- Oversby, V.M., 1974. New look at the lead isotope growth curve. *Nature*, 248 (5444). 132–133.
- Ozgür, S., Sümer, H., Koçoğlu, A.G., 1996. Rickets and soil strontium. *Archives of disease in childhood*, 75(6). 524–526.
- Padilla, K.L., Anderson, K.A., 2002. Trace element concentration in tree-rings biomonitoring centuries of environmental change. *Chemosphere*, 49(6). 575–585.
- Padmavathiamma, P.K., Li, L.Y., 2010. Phytoavailability and fractionation of lead and manganese in a contaminated soil after application of three amendments. *Bioresource technology*, 101(14). 5667–5676.
- Page, A., Ganje, T., Joshi, M., 1971. Lead quantities in plants, soil, and air near some major highways in southern California. *Hilgardia*, 41(1). 1–31.
- Pain, D.J., 1995. Lead in the Environment. In: Hoffman, D.J., Rattner, B.A., Burton, G.A., Cairns, J. (Hrsg.). *Handbook of Ecotoxicology*. CRC Press, Lewis Publishers USA. 356–391.
- Pais, I., Jones, J.B., 2000. *The handbook of trace elements*. Saint Lucie Press, Boca Raton, FL. 223 S.
- Palmer, M.R., Edmond, J.M., 1989. The strontium isotope budget of the modern ocean. *Earth and Planetary Science Letters*, 92(1). 11–26.
- Palmer, P.C., Gannett, M.W., Hinkle, S.R., 2007. Isotopic characterization of three groundwater recharge sources and inferences for selected aquifers in the upper Klamath Basin of Oregon and California, USA. *Journal of Hydrology*, 336(1-2). 17–29.

- Palmer, R.F., Thompson, R.C., Kornberg, H.A., 1958. Effect of calcium on deposition of strontium-90 and calcium-45 in rats. *Science (Washington)*, 127. 1505–1506.
- Pansu, M., Gautheyrou, J., 2006. *Handbook of soil analysis-Mineralogical, organic and inorganic methods* Springer. Berlin, Heidelberg, New-York.
- Papworth, D.G., Vennart, J., 1984. The uptake and turnover of ^{90}Sr in the human skeleton. *Physics in Medicine & Biology*, 29(9). 1045–1061.
- Parfitt, A.M., 1984. The cellular basis of bone remodeling: the quantum concept reexamined in light of recent advances in the cell biology of bone. *Calcif Tissue Int*, 36. 37–45.
- Parker, R.B., Toots, H., 1980. Trace elements in bones as paleobiological indicators. In: Behrensmeyer, A.K., Hill, A.P. (Hrsg). *Fossils in the Making: Vertebrate Taphonomy and Paleoecology*. London: University of Chicago Press. 197–207.
- Parthasarathi, R., Bellesia, G., Chundawat, S.P.S., Dale, B.E., Langan, P., Gnanakaran, S., 2011. Insights into hydrogen bonding and stacking interactions in cellulose. *The Journal of Physical Chemistry A*, 115(49). 14191–14202.
- Pate, F.D., Hutton, J.T., 1988. The use of soil chemistry data to address post-mortem diagenesis in bone mineral. *Journal of Archaeological Science*, 15(6). 729–739.
- Pate, F.D., Hutton, J.T., Gould, R.A., Pretty, G.L., 1991. Alterations of in vivo elemental dietary signatures in archaeological bone: evidence from the Roonka Flat Dune, South Australia. *Archaeology in Oceania*, 26(2). 58–69.
- Patrick, L., 2006. Lead Toxicity, a review of the literature. Part I: Exposure, Evaluation, and treatment. *Alternative medicine review*, 11(1). 2–22.
- Patterson, J.K., Lei, X.G., Miller, D.D., 2008. The pig as an experimental model for elucidating the mechanisms governing dietary influence on mineral absorption. *Experimental Biology and Medicine*, 233(6). 651–664.
- Paul, M., Berkovits, D., Cecil, L.D., Feldstein, H., Hershkowitz, A., Kashiv, Y., Vogt, S., 1997. Environmental ^{90}Sr measurements. *Nuclear Instruments and Methods in Physics Research Section B: Beam Interactions with Materials and Atoms*, 123(1-4). 394–399.
- Pearce, C.R., Parkinson, I.J., Gaillardet, J., Charlier, B.L., Mokadem, F., Burton, K.W., 2015. Reassessing the stable ($\delta^{88}/^{86}\text{Sr}$) and radiogenic ($^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$) strontium isotopic composition of marine inputs. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 157. 125–146.
- Pederzani, S., Britton, K., 2019. Oxygen isotopes in bioarchaeology: Principles and applications, challenges and opportunities. *Earth-Science Reviews*, 188. 77–107.
- Peijnenburg, W.J., Posthuma, L., Zweers, P.G., Baerselman, R., de Groot, A.C., Van Veen, R.P., Jager, T., 1999. Prediction of metal bioavailability in Dutch field soils for the oligochaete *Enchytraeus crypticus*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 43(2). 170–186.
- Pellegrini, M., Pouncett, J., Jay, M., Pearson, M.P., Richards, M.P., 2016. Tooth enamel oxygen “isoscapes” show a high degree of human mobility in prehistoric Britain. *Scientific reports*, 6. 34986.

- Pemmer, B., Roschger, A., Wastl, A., Hofstaetter, J.G., Wobrauschek, P., Simon, R., Thaler, H.W., Roschger, P., Klaushofer, K., Streli, C., 2013. Spatial distribution of the trace elements zinc, strontium and lead in human bone tissue. *Bone*, 57(1). 184–193.
- Pernicka, E., Begemann, F., Schmitt-Strecker, S., Wagner, G.A., 1993. Eneolithic and Early Bronze Age copper artefacts from the Balkans and their relation to Serbian copper ores. *Praehistorische Zeitschrift*, 68(1). 1–54.
- Pernicka, E., Lutz, J., Stöllner, T., 2016. Bronze Age copper produced at Mitterberg, Austria, and its distribution. *Archaeologia Austriaca*, 100. 19–55.
- Perry, E.C., Grundl, T., Gilkeson, R.H., 1980. H, O, and S isotopic study of the groundwater in the Cambrian-Ordovician aquifer system of northern Illinois. In: Perry, E.C., Montgomery, C.W. (Hrsg.). *Isotope Studies of Hydrologic Processes*. 35–45.
- Perry, K.D., 1999. Effects of outdoor pyrotechnic displays on the regional air quality of Western Washington State. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 49(2). 146–155.
- Peryea, F.J., 1998. Historical use of lead arsenate insecticides, resulting soil contamination and implications for soil remediation. In 16th World Congress of Soil Science, Montpellier, France. 20–26.
- Peterson, P.J., 1978. Lead and vegetation. In: Nriagu, J.O. (Hrsg.). *The Biogeochemistry of Lead in the Environment Part B: Biological Effects*. Elsevier, Amsterdam. 55–384.
- Petkau, A., Pleskach, S.D., 1972. A case of accidental aspiration of $^{90}\text{SrCl}_2$. *Health physics*, 22(1). 87–90.
- Petrini, R., Sansone, L., Slejko, F.F., Buccianti, A., Marcuzzo, P., Tomasi, D., 2015. The $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ strontium isotopic systematics applied to Glera vineyards: A tracer for the geographical origin of the Prosecco. *Food Chemistry*, 170. 138–144.
- Philip, A.T. and Gerson, B., 1994. Lead Poisoning-Part I: Incidence, Etiology, and Toxicokinetics. *Clinics in laboratory medicine*, 14(2). 423–444.
- Pickering, W.F., Shuman, L.M., 1981. Selective chemical extraction of soil components and bound metal species. *12:4*. 233–266.
- Piechalak, A., Tomaszewska, B., Baralkiewicz, D., Malecka, A., 2002. Accumulation and detoxification of lead ions in legumes. *Phytochemistry*, 60(2). 153–162.
- Pierson-Wickmann, A.C., Aquilina, L., Weyer, C., Molénat, J., Lischeid, G., 2009. Acidification processes and soil leaching influenced by agricultural practices revealed by strontium isotopic ratios. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 73(16). 4688–4704.
- Pietsch, S.J., Hobson, K.A., Wassenaar, L.I., Tütken, T., 2011. Tracking cats: problems with placing feline carnivores on $\delta^{18}\text{O}$, δD isoscapes. *PLoS One*, 6(9). e24601.
- Pietsch, S.J., Tütken, T., 2015. Oxygen isotope composition of North American bobcat (*Lynx rufus*) and puma (*Puma concolor*) bone phosphate: implications for provenance and climate reconstruction. *Isotopes in environmental and health studies*, 52(1-2). 164–184.
- Pillonel, L., Badertscher, R., Froidevaux, P., Haberhauer, G., Hölzl, S., Horn, P., Jakob, A., Pfammatter, E., Piantini, U., Rossmann, A., Tabacchi, R., 2003. Stable isotope ratios, major, trace and radioactive elements in emmental cheeses of different origins. *LWT-Food Science and Technology*, 36(6). 615–623.

- Pin, C., Joannon, S., Bosq, C., Le Fèvre, B., Gauthier, P.J., 2003. Precise determination of Rb, Sr, Ba, and Pb in geological materials by isotope dilution and ICP-quadrupole mass spectrometry following selective separation of the analytes. *J. Anal. At. Spectrom.*, 18(2). 135–141. <https://doi.org/10.1039/B211832G>.
- Plöchliger, B., 1982. Geologische Karte der Bundesrepublik Österreich 1:50.000. 95 Sankt Wolfgang im Salzkammergut. Geologische Anstalt, Wien.
- Podlesak, D.W., Torregrossa, A.M., Ehleringer, J.R., Dearing, M.D., Passey, B.H., Cerling, T.E., 2008. Turnover of oxygen and hydrogen isotopes in the body water, CO₂, hair, and enamel of a small mammal. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 72(1). 19–35.
- Pollard, A.M., Pellegrini, M., Lee-Thorp, J.A., 2011. Some observations on the conversion of dental enamel $\delta^{18}\text{O}_\text{p}$ values to $\delta^{18}\text{O}_\text{w}$ to determine human mobility. *American Journal of Physical Anthropology*, 145(3). 499–504.
- Pöschl, U., 2005. Atmospheric aerosols: composition, transformation, climate and health effects. *Angewandte Chemie International Edition*, 44(46). 7520–7540.
- Poszwa, A., Dambrine, E., Ferry, B., Pollier, B., Loubet, M., 2002. Do deep tree roots provide nutrients to the tropical rainforest? *Biogeochemistry*, 60. 97–118. <http://dx.doi.org/10.1023/A:1016548113624>
- Poszwa, A., Dambrine, E., Pollier, B., Atteia, O., 2000. A comparison between Ca and Sr cycling in forest ecosystems. *Plant and Soil*, 225(1-2). 299–310.
- Poszwa, A., Ferry, B., Dambrine, E., Pollier, B., Wickman, T., Loubet, M., Bishop, K., 2004. Variations of bioavailable Sr concentration and $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ ratio in boreal forest ecosystems. *Biogeochemistry*, 67(1). 1–20.
- Poszwa, A., Ferry, B., Pollier, B., Grimaldi, C., Charles-Dominique, P., Loubet, M., Dambrine, E., 2009. Variations of plant and soil $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ along the slope of a tropical inselberg. *Ann. For. Sci.*, 66. 1–13. <http://dx.doi.org/10.1051/forest/2009036>
- Poszwa, A., Wickman, T., Dambrine, E., Ferry, B., Dupouey, J.L., Helle, G., Schleser, G., Breda, N., 2003. A retrospective isotopic study of Spruce decline in the Vosges mountains (France). *Water, Air and Soil Pollution: Focus*, 3(1). 201–222.
- Pouilly, M., Point, D., Sondag, F., Henry, M., Santos, R.V., 2014. Geographical origin of Amazonian freshwater fishes fingerprinted by $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ ratios on fish otoliths and scales. *Environ. Sci. Technol.*, 48(16). 8980–8987. <https://doi.org/10.1021/es500071w>
- Pounds, J.G., Long, G.J., Rosen, J.F., 1991. Cellular and molecular toxicity of lead in bone. *Environmental health perspectives*, 91. 17–32.
- Pourrut, B., Perchet, G., Silvestre, J., Cecchi, M., Guiresse, M., Pinelli, E., 2008. Potential role of NADPH-oxidase in early steps of lead-induced oxidative burst in *Vicia faba* roots. *Journal of plant physiology*, 165(6). 571–579.
- Pourrut, B., Shahid, M., Dumat, C., Winterton, P., Pinelli, E., 2011. Lead uptake, toxicity, and detoxification in plants. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*, 213. Springer, New York, NY. 113–136.
- Pretti, V.A., Stewart, B.W., 2002. Solute sources and chemical weathering in the Owens Lake watershed, eastern California. *Water Resources Research*, 38(8). 2–1.

- Price, T.D., Burton, J.H., Bentley, R.A., 2002. The characterization of biologically available strontium isotope ratios for the study of prehistoric migration. *Archaeometry*, 44 (1). 117–135.
<https://doi.org/10.1111/1475-4754.00047>
- Price, T.D., Burton, J.H., Fullagar, P.D., Wright, L.E., Buikstra, J.E., Tiesler, V., 2015. Strontium isotopes and the study of human mobility among the Ancient Maya. In: Cucina, A. (Hrsg.). *Archaeology and Bioarchaeology of Population Movement among the Prehispanic Maya*. Springer, Cham. 119–132. https://doi.org/10.1007/978-3-319-10858-2_11
- Price, T.D., Grupe, G., Schröter, P., 1994. Reconstruction of migration patterns in the Bell Beaker period by stable strontium isotope analysis. *Applied Geochemistry*, 9(4). 413–417.
- Price, T.D., Knipper, C., Grupe, G., Smrcka, V., 2004. Strontium isotopes and prehistoric human migration: the Bell Beaker period in central Europe. *Eur. J. Archaeol.*, 7 (1). 9–40.
<https://doi.org/10.1177/1461957104047992>
- Priest, N.D., Van de Vyver, F., 1990. *Trace metals and fluoride in bones and teeth*. CRC Press.
- Probst, A., El Gh'mari, A., Aubert, D., Fritz, B., McNutt, R., 2000. Strontium as a tracer of weathering processes in a silicate catchment polluted by acid atmospheric inputs, Strengbach, France. *Chem. Geol.*, 170. 203–219.
- Probst, A., Hernandez, L., Probst, J.L., 2003. Heavy metals partitioning in three French forest soils by sequential extraction procedure. *Journal de Physique IV (Proceedings)*. EDP sciences, 107. 1103–1106.
- Punamiya, P., Datta, R., Sarkar, D., Barber, S., Patel, M., Das, P., 2010. Symbiotic role of *Glomus mosseae* in phytoextraction of lead in vetiver grass [*Chrysopogon zizanioides* (L.)]. *Journal of hazardous materials*, 177(1-3). 465–474.
- Putman, R., Flueck, W.T., 2011. Intraspecific variation in biology and ecology of deer: magnitude and causation. *Animal Production Science*, 51(4). 277–291.
- Qi, L., Qin, X., Li, F.M., Siddique, K.H., Brandl, H., Xu, J., Li, X., 2015. Uptake and distribution of stable strontium in 26 cultivars of three crop species: oats, wheat, and barley for their potential use in phytoremediation. *International journal of phytoremediation*, 17(3). 264–271.
- Quarterman, J., 1986. Lead. In: Mertz, Z.W. (Hrsg). *Trace elements in Human and Animal Nutrition*. Academic press. (5th Edition), Orlando. 281–318.
- Que Hee, S.S., Finelli, V.N., Fricke, F.L., Wolnik, K.A., 1982. Metal content of stack emissions, coal and fly ash from some eastern and western power plants in the USA as obtained by ICP-AES. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry*, 13(1). 1–18.
- Quevauviller, P., Van der Sloot, H.A., Ure, A., Muntau, H., Gomez, A., Rauret, G., 1996. Conclusions of the workshop: harmonization of leaching/extraction tests for environmental risk assessment. *Science of the Total Environment*, 178(1-3). 133–139.
- Rabinowitz, M.B., 1987. Stable isotope mass spectrometry in childhood lead poisoning. *Biological Trace Element Research*, 12(1). 223–229.
- Rabinowitz, M.B., Kopple, J.D., Wetherill, G.W., 1980. Effect of food intake and fasting on gastrointestinal lead absorption in humans. *The American journal of clinical nutrition*, 33(8). 1784–1788.

- Rabinowitz, M.B., Wetherill, G.W., Kopple, J.D., 1976. Kinetic analysis of lead metabolism in healthy humans. *The Journal of Clinical Investigation*, 58(2). 260–270.
- Radivojević, M., Rehren, T., Pernicka, E., Šljivar, D., Brauns, M., Borić, D., 2010. On the origins of extractive metallurgy: new evidence from Europe. *Journal of Archaeological Science*, 37(11). 2775–2787.
- Raes, F., Van Dingenen, R., Vignati, E., Wilson, J., Putaud, J.P., Seinfeld, J.H., Adams, P., 2000. Formation and cycling of aerosols in the global troposphere. *Atmospheric environment*, 34(25). 4215–4240.
- Rakovan, J.F., Hughes, J.M., 2000. Strontium in the apatite structure: strontian fluorapatite and belovite-(Ce). *The Canadian Mineralogist*, 38(4). 839–845.
- Rauch, E., Rummel, S., Lehn, C., Büttner, A., 2007. Origin assignment of unidentified corpses by use of stable isotope ratios of light (bio-) and heavy (geo-) elements—a case report. *Forensic Science International*, 168(2-3). 215–218.
- Raven, K.P., Loeppert, R.H., 1997. Trace element composition of fertilizers and soil amendments. *Journal of Environmental Quality*, 26(2). 551–557.
- Raymo, M.E., Ruddiman, W.F., Froelich, P.N., 1988. Influence of late Cenozoic mountain building on ocean geochemical cycles. *Geology*, 16(7). 649–653.
- Rediske, J.H., Selders, A.A., 1953. The absorption and translocation of strontium by plants. *Plant physiology*, 28(4). 594–605.
- Reed, W.P., 1991. Certificate of Analysis. Standard Reference Material 981. National Institute of Standards & Technology.
- Reed, W.P., 1992. Certificate of Analysis. Standard Reference Material 1400. Bone Ash. National Institute of Standards & Technology.
- Reiche, I., Favre-Quattropani, L., Vignaud, C., Bocherens, H., Charlet, L., Menu, M., 2003. A multi-analytical study of bone diagenesis: the Neolithic site of Bercy (Paris, France). *Measurement Science and technology*, 14(9). 1608.
- Reimann, C., Flem, B., Englmaier, P., Finne, T.E., Koller, F., Nordgulen, Ø., 2008. Reply to the comments on “The biosphere: a homogenizer of Pb-isotope signals” by Richard Bindler and William Shotyk. *Appl. Geochem.*, 23. 2527–2535.
- Reimann, C., Flem, B., Fabian, K., Birke, M., Ladenberger, A., Négrel, P., Demetriades, A., Hoogewerff, J., Team, T.G.P., 2012. Lead and lead isotopes in agricultural soils of Europe—the continental perspective. *Applied Geochemistry*, 27(3). 532–542.
- Reitmaier, T., Doppler, T., Pike, A.W., Deschler-Erb, S., Hajdas, I., Walser, C., Gerling, C., 2018. Alpine cattle management during the Bronze Age at Ramosch-Mottata, Switzerland. *Quaternary International*, 484. 19–31.
- Reitsema, L.J., Crews, D.E., 2011. Brief communication: Oxygen isotopes as a biomarker for sickle-cell disease? Results from transgenic mice expressing human hemoglobin S genes. *American Journal of Physical Anthropology*, 145(3). 495–498.
- Retief, F.P., Cilliers, L., 2006. Lead poisoning in ancient Rome. *Acta Theologica*, 26(2). 147–164.

- Reynolds, A.C., Betancourt, J.L., Quade, J., Patchett, P.J., Dean, J.S., Stein, J., 2005. $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ sourcing of ponderosa pine used in Anasazi great house construction at Chaco Canyon, New Mexico. *Journal of Archaeological Science*, 32(7). 1061–1075.
- Reynolds, A.C., Quade, J., Betancourt, J.L., 2012. Strontium isotopes and nutrient sourcing in a semi-arid woodland. *Geoderma*, 189. 574–584.
- Ribeiro, S., Azevedo, M.R., Santos, J.F., Medina, J., Costa, A., 2014. Sr isotopic signatures of Portuguese bottled mineral waters and their relationships with the geological setting. *Comunicações Geológicas*, 101 (1). 29–37.
- Rich, H.W., Morel, F.M., 1990. Availability of well-defined iron colloids to the marine diatom *Thalassiosira weissflogii*. *Limnology and Oceanography*, 35(3). 652–662.
- Rich, S., Manning, S.W., Degryse, P., Vanhaecke, F., Latruwe, K., Van Lerberghe, K., 2016. To put a cedar ship in a bottle: Dendroprovenancing three ancient East Mediterranean watercraft with the $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ isotope ratio. *Journal of Archaeological Science: Reports*, 9. 514–521.
- Richter, F.M., Turekian, K.K., 1993. Simple models for the geochemical response of the ocean to climatic and tectonic forcing. *Earth and Planetary Science Letters*, 119(1-2). 121–131.
- Rieuwerts, J., Farago, M., Cikrt, M., Bencko, V., 1999. Heavy metal concentrations in and round households near a secondary lead smelter. *Environ Monit Assess*, 58. 317–335.
- Riise, G., Bjørnstad, H.E., Lien, H.N., Oughton, D.H., Salbu, B., 1990. A study on radionuclide association with soil components using a sequential extraction procedure. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 142(2). 531–538.
- Risi, C., Bony, S., Vimeux, F., 2008. Influence of convective processes on the isotopic composition ($\delta^{18}\text{O}$ and δD) of precipitation and water vapor in the tropics: 2. Physical interpretation of the amount effect. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 113(D19). D19306.
- Roberts, S.B., Coward, W.A., Ewing, G., Savage, J., Cole, T.J., Lucas, A., 1988. Effect of weaning on accuracy of doubly labeled water method in infants. *American Journal of Physiology-Regulatory, Integrative and Comparative Physiology*, 254(4). R622–R627.
- Roca, M.C., Vallejo, V.R., 1995. Effect of soil potassium and calcium on caesium and strontium uptake by plant roots. *Journal of Environmental Radioactivity*, 28(2). 141–159.
- Rodan, G.A., Martin, T.J., 2000. Therapeutic approaches to bone diseases. *Science*, 289(5484). 1508–1514.
- Roden, J.S., Ehleringer, J.R., 1999. Hydrogen and oxygen isotope ratios of tree-ring cellulose for riparian trees grown long-term under hydroponically controlled environments. *Oecologia*, 121(4). 467–477.
- Roden, J.S., Lin, G., Ehleringer, J.R., 2000. A mechanistic model for interpretation of hydrogen and oxygen isotope ratios in tree-ring cellulose. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 64(1). 21–35.
- Rodgers, P., Soulsby, C., Waldron, S., Tetzlaff, D., 2005. Using stable isotope tracers to assess hydrological flow paths, residence times and landscape influences in a nested mesoscale catchment. *Hydrology and Earth System Sciences Discussions*, 9(3). 139–155.
- Roedel, W., Wagner, T., 2011. *Physik unserer Umwelt: Die Atmosphäre*. Vierte Auflage. Springer-Verlag Berlin Heidelberg.

- Rokita, E., Hermes, C., Nolting, H.F., Ryczek, J., 1993. Substitution of calcium by strontium within selected calcium phosphates. *Journal of crystal growth*, 130(3-4). 543–552.
- Rolfe, G.L., Bazzaz, F.A., 1975. Effect of lead contamination on transpiration and photosynthesis of loblolly pine and autumn olive. *Forest Science*, 21(1). 33–35.
- Rose, M., Baxter, M., Brereton, N., Baskaran, C., 2010. Dietary exposure to metals and other elements in the 2006 UK Total Diet Study and some trends over the last 30 years. *Food Additives and Contaminants*, 27(10). 1380–1404.
- Rosenthal, H.L., Cochran, O.A., Eves, M.M., 1972. Strontium content of mammalian bone, diet and excreta. *Environmental research*, 5(2). 182–191.
- Rosman, K.J., Chisholm, W., Hong, S., Candelone, J.P., Boutron, C.F., 1997. Lead from Carthaginian and Roman Spanish mines isotopically identified in Greenland ice dated from 600 BC to 300 AD. *Environmental Science & Technology*, 31(12). 3413–3416.
- Rosman, K.J., Ly, C., Steinnes, E., 1998. Spatial and temporal variation in isotopic composition of atmospheric lead in Norwegian moss. *Environmental science & technology*, 32(17). 2542–2546.
- Rosman, K.J.R., Ly, C., Van de Velde, K., Boutron, C.F., 2000. A two century record of lead isotopes in high altitude Alpine snow and ice. *Earth and Planetary Science Letters*, 176(3-4). 413–424.
- Rossmann, A., Haberhauer, G., Hölzl, S., Horn, P., Pichlmayer, F., Voerkelius, S., 2000. The potential of multielement stable isotope analysis for regional origin assignment of butter. *European food research and technology*, 211(1). 32–40.
- Roushdy, H.M., Moloukhia, M.K., Abdel-Fattah, A.T., 1980. Inhibition of radiostrontium deposition in calcium-deficient mammalian bones using certain chemical treatment. *Isot Radiat Res*, 12(2). 93–101. [zitiert in ATSDR 2004]
- Rowell, D.L., 1994. *Bodenkunde: Untersuchungsmethoden und ihre Anwendungen*. Springer-Verlag Berlin Heidelberg.
- Rowell, R.M., Pettersen, R., Han, J.S., Tshabalala, M.A., Maloney, P.E., Vogler, D.R., Jensen, C.E., Mix, A.D., 2012. Cell Wall Chemistry. In: Rowell, R.M. (Hrsg.). *Handbook of Wood Chemistry and Wood Composites*. Boca Raton, Fla.: CRC Press. 33–74.
- Rowles, S.L., 1967. Chemistry of the mineral phase of dentine. *Structural and chemical organization of teeth*, 2. 201–246.
- Royer, A., Daux, V., Fourel, F., Lecuyer, C., 2017. Carbon, nitrogen and oxygen isotope fractionation during food cooking: Implications for the interpretation of the fossil human record. *American journal of physical anthropology*, 163(4). 759–771.
- Rozanski, K., Araguas-Araguas, L., Gonfiantini, R., 1992. Relation between long-term trends of oxygen-18 isotope composition of precipitation and climate. *Science*, 258(5084). 981–985.
- Rozanski, K., Araguás-Araguás, L., Gonfiantini, R., 1993. Isotopic patterns in modern global precipitation. *Climate change in continental isotopic records*, 78. 1–36.
- Ruby, M.V., Davis, A., Link, T.E., Schoof, R., Chaney, R.L., Freeman, G.B., Bergstrom, P., 1993. Development of an in vitro screening test to evaluate the in vivo bioaccessibility of ingested mine-waste lead. *Environmental science & technology*, 27(13). 2870–2877.

- Ruby, M.V., Davis, A., Schoof, R., Eberle, S., Sellstone, C.M., 1996. Estimation of lead and arsenic bioavailability using a physiologically based extraction test. *Environmental Science & Technology*, 30(2). 422–430.
- Rudakova, E.V., Karakis, K.D., Sidorshina, T.N., 1988. Role of plant cell membranes in uptake and accumulation of metal ions. *Fiziol. Biochim. Kult. Rast.* 20. 3–12.
- Rüdel, H., Kösters, J., Schörmann, J., 2011. Richtlinie zur chemischen Analyse Bestimmung von Elementgehalten in Umweltproben durch ICP-OES. Verfahrensrichtlinien für Probenahme, Transport, Lagerung und chemische Charakterisierung von Umwelt- und Humanproben. V 2.1.0.
- Rue, L.L., 1978. *The Deer of North America*. Crown.
- Rummel, S., Hoelzl, S., Horn, P., Rossmann, A., Schlicht, C., 2010. The combination of stable isotope abundance ratios of H, C, N and S with $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ for geographical origin assignment of orange juices. *Food chemistry*, 118(4). 890–900.
- Rundel, P.W., Ehleringer, J.R., Nagy, K.A., 1989. *Stable Isotopes in Ecological Research*, Ecological Studies. Springer New York, New York, NY. <https://doi.org/10.2307/1938169>.
- Rundo, J., Lillegraven, A.L., 1966. Uptake and retention of radioactive strontium in normal subjects. *The British journal of radiology*, 39(465). 676–685.
- Rundo, J., Williams, K., 1961. A case of accidental inhalation of $^{90}\text{SrCO}_3$. *The British journal of radiology*, 34(407). 734–740.
- Russel, R.S., Squire, H.M., 1958. The absorption and distribution of strontium in plants. *J. Exp. Bot.* 9. 262–276.
- Russell, E. W., 1973. *Soil conditions and plant growth*. 10th edition. London, UK: William Clowes & Sons.
- Russell, J.R., 1989. The continuing hazard of lead in drinking water. *The Lancet*, 334(8664). 669–670.
- Ryan, S.E., Snoeck, C., Crowley, Q.G., Babechuk, M.G., 2018. $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ and trace element mapping of geosphere-hydrosphere-biosphere interactions: A case study in Ireland. *Applied Geochemistry*, 92. 209–224.
- Sakai, H., Matsubaya, O., 1977. Stable isotopic studies of Japanese geothermal systems. *Geothermics*, 5(1-4). 97–124.
- Salamalikis, V., Argiriou, A.A., Dotsika, E., 2016. Isotopic modeling of the sub-cloud evaporation effect in precipitation. *Science of the Total Environment*, 544.1059–1072.
- Samachson, J., Lederer, H., 1958. Comparative ultrafiltration of calcium and strontium in serum. *Proceedings of the Society for Experimental Biology and Medicine*, 98(4). 867–870.
- Sammut, M.L., Noack, Y., Rose, J., Hazemann, J.L., Proux, O., Depoux, M., Ziebel, A., Fiani, E., 2010. Speciation of Cd and Pb in dust emitted from sinter plant. *Chemosphere*, 78(4). 445–450.
- Sarić, M.R., Krstić, B., 1976. The Reaction of Some Plant Species to the Substitution of Sr for Ca and K in a Nutritious Solution. *Acta Botanica Croatica*, 35(1). 97–111.
- Sasaki, T., Takagi, M., Yanagisawa, T., 1997. Structure and function of secretory ameloblasts in enamel formation. In: Chadwick, D.J., Cardew, G. (Hrsg.). *Dental Enamel*. Proceedings of the Ciba Foundation Symposium 205. Chichester: John Wiley. 32–50.

- Saurer, M., Kirdyanov, A.V., Prokushkin, A.S., Rinne, K.T., Siegwolf, R.T., 2016. The impact of an inverse climate–isotope relationship in soil water on the oxygen-isotope composition of *Larix gmelinii* in Siberia. *New Phytologist*, 209(3). 955–964.
- Sauter, J.J., van Cleve, B., 1992. Seasonal variation of amino acids in the xylem sap of “*Populus x canadensis*” and its relation to protein body mobilization. *Trees*, 7(1). 26–32.
- Scheff, P.A., Wadden, R.A., 1979. Comparison of three methods of particulate measurement in Chicago air. *Atmospheric Environment* (1967), 13(5). 639–643.
- Scheuermann, W., 1962. Kontamination von Lebensmitteln durch Kernwaffenversuche und ihre biologische Bedeutung. *Zeitschrift für Ernährungswissenschaft*, 2(3). 123–140.
- Schilling, G., 1960. Strontium in der höheren Pflanze II. Verteilung und Bindungszustand in der Pflanze. *Zeitschrift für Pflanzenernährung, Düngung, Bodenkunde*, 91(3). 212–224.
- Schilling, G., 1961. Der Einfluß von Alterungsprozessen auf die Verteilung von Calcium und Strontium im Erbsenblatt. *Biol. Zbl*, 80. 33–36.
- Schmahl, W.W., Kocsis, B., Toncala, A., Wycisk, D., Grupe, G., 2017. The crystalline state of archaeological bone material. In: Grupe, G., Grigat, A., McGlynn, G. (Hrsg). *Across the alps in prehistory*. Springer. 75–104.
- Schmidt, G.A., Bigg, G.R., Rohling, E.J., 1999. Global Seawater Oxygen-18 Database - v1.22. <https://data.giss.nasa.gov/o18data/>
- Schmidt, H.L., Werner, R.A., Roßmann, A., 2001. ¹⁸O pattern and biosynthesis of natural plant products. *Phytochemistry*, 58(1). 9–32.
- Schneider, A., Kreuzwieser, J., Schupp, R., Sauter, J.J., Rennenberg, H., 1994. Thiol and amino acid composition of the xylem sap of poplar trees (*Populus x canadensis* 'robusta'). *Canadian journal of botany*, 72(3). 347–351.
- Schoeller, D.A., 1999. Isotope fractionation: why aren't we what we eat? *J. Archaeol. Sci.* 26, 667–673. <https://doi.org/10.1006/jasc.1998.0391>.
- Schoeninger, M.J., Moore, K., 1992. Bone stable isotope studies in archaeology. *Journal of World Prehistory*, 6(2). 247–296.
- Schöll-Barna, G., Demény, A., Serlegi, G., Fábrián, S., Sümegi, P., Fórizs, I., Bajnóczi, B., 2012. Climatic variability in the Late Copper Age: stable isotope fluctuation of prehistoric *Unio pictorum* (Unionidae) shells from Lake Balaton (Hungary). *Journal of paleolimnology*, 47(1). 87–100.
- Schrader, L., Bünger, B., Marahrens, M., Müller-Arnke, I., Otto, C., Schäffer, D., Zerbe, F., 2006. Anforderungen an eine tiergerechte Nutztierhaltung. Nationaler Bewertungsrahmen für Tierhaltungsverfahren–Methode zur Bewertung von Tierhaltungsverfahren hinsichtlich Umweltwirkungen und Tiergerechtigkeit. *KTBL-Schrift*, 446. 14–74.
- Schroeder, H.A., Tipton, I.H., Nason, A.P., 1972. Trace metals in man: strontium and barium. *Journal of Chronic Diseases*, 25(9). 491–517.
- Schütz, A., Bergdahl, I.A., Ekholm, A., Skerfving, S., 1996. Measurement by ICP-MS of lead in plasma and whole blood of lead workers and controls. *Occupational and environmental medicine*, 53(11). 736–740.

- Schwab, R., Heger, D., Höppner, B., Pernicka, E., 2006. The provenance of iron artefacts from Manching: a multi-technique approach. *Archaeometry*, 48(3). 433–452.
- Schwarcz, H.P., Schoeninger, M.J., 1991. Stable isotope analyses in human nutritional ecology. *American Journal of Physical Anthropology*, 34(S13). 283–321.
- Schweissing, M.M., Grupe, G., 2003. Stable strontium isotopes in human teeth and bone: a key to migration events of the late Roman period in Bavaria. *J. Archaeol. Sci.*, 30 (11). 1373–1383. [https://doi.org/10.1016/S0305-4403\(03\)00025-6](https://doi.org/10.1016/S0305-4403(03)00025-6)
- Schwikowski, M., Barbante, C., Doering, T., Gaeggeler, H.W., Boutron, C., Schotterer, U., Tobler, L., Van de Velde, K., Ferrari, C., Cozzi, G., Rosman, K., 2004. Post-17th-century changes of European lead emissions recorded in high-altitude alpine snow and ice. *Environmental science & technology*, 38(4). 957–964.
- Scialdone, R., Scognamiglio, D., Ramunni, A.U., 1980. The short and medium term effects of organic amendments on lead availability. *Water, Air, and Soil Pollution*, 13(3). 267–274.
- Sealy, J., Armstrong, R., Schrire, C., 1995. Beyond lifetime averages: tracing life histories through isotopic analysis of different calcified tissues from archaeological human skeletons. *Antiquity*, 69(263). 290–300.
- Sealy, J.C., van der Merwe, N.J., Sillen, A., Kruger, F.J., Krueger, H.W., 1991. $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ as a dietary indicator in modern and archaeological bone. *Journal of Archaeological Science*, 18(3). 399–416.
- Segard, M., 2009. Pastoralism, rural economy and landscape evolution in the western Alps. *Journal of Roman Archaeology*, 22. 170–182.
- Seinfeld, J.H., Pandis, S.N., 2012. Atmospheric chemistry and physics: from air pollution to climate change. John Wiley & Sons.
- Sellick, M.J., Kyser, T.K., Wunder, M.B., Chipley, D., Norris, D.R., 2009. Geographic variation of strontium and hydrogen isotopes in avian tissue: implications for tracking migration and dispersal. *PLoS One*, 4(3). p.e4735.
- Senturk, F., Bursali, S., Omay, Y., Ertan, I., Guler, S., Yalcin, H., Onhan, E., 1970. Isotope techniques applied to groundwater movement in the Konya plain. In: IAEA (Hrsg.). *Isotope hydrology. Proceedings of a symposium*. 153–161.
- Seregin, I.V., Ivanov, V.B., 1997. Histochemical investigation of cadmium and lead distribution in plants. *Russian Journal of Plant Physiology*, 44(6). 791–796.
- Seregin, I.V., Ivanov, V.B., 2001. Physiological aspects of cadmium and lead toxic effects on higher plants. *Russian journal of plant physiology*, 48(4). 523–544.
- Seregin, I.V., Shpigun, L.K., Ivanov, V.B., 2004. Distribution and toxic effects of cadmium and lead on maize roots. *Russian Journal of Plant Physiology*, 51(4). 525–533.
- Seubert, B., van Griensven, M., Balmayor, E.R., 2017. Das Organ Knochen—Histologie und Zellmechanismen. In: Biberthaler, P., van Griensven, M. (Hrsg.). *Knochendefekte und Pseudarthrosen*. Springer, Berlin, Heidelberg. 3–10.

- Shahid, M., Pinelli, E., Pourrut, B., Silvestre, J., Dumat, C., 2011. Lead-induced genotoxicity to *Vicia faba* L. roots in relation with metal cell uptake and initial speciation. *Ecotoxicology and environmental safety*, 74(1). 78–84.
- Shalev, N., Gavrieli, I., Halicz, L., Sandler, A., Stein, M., Lazar, B., 2017. Enrichment of ^{88}Sr in continental waters due to carbonate precipitation. *Earth Planet. Sci. Lett.*, 459. 381–393.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.epsl.2016.11.042>
- Shalev, N., Lazar, B., Halicz, L., Stein, M., Gavrieli, I., Sandler, A., Segal, I., 2013. Strontium isotope fractionation in soils and pedogenic processes. *Procedia Earth Planet. Sci.*, 7. 790–793.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.proeps.2013.03.074>
- Shan, X., Chen, B., 1993. Evaluation of sequential extraction for speciation of trace metals in model soil containing natural minerals and humic acid. *Analytical Chemistry*, 65(6). 802–807.
- Shao, Y., Farkaš, J., Holmden, C., Mosley, L., Kell-Duivestein, I., Izzo, C., Reis-Santos, P., Tyler, J., Törber, P., Frýda, J., Taylor, H., 2018. Calcium and strontium isotope systematics in the lagoon-estuarine environments of South Australia: Implications for water source mixing, carbonate fluxes and fish migration. *Geochimica et cosmochimica acta*, 239. 90–108.
- Shapiro, I.M., Needleman, H.L., Tuncay, O.C., 1972. The lead content of human deciduous and permanent teeth. *Environmental research*, 5(4). 467–470.
- Sharma, P., Dubey, R.S., 2005. Lead toxicity in plants. *Brazilian journal of plant physiology*, 17(1). 35–52.
- Sharpe, R.T., Livesey, C.T., 2005. Surveillance of suspect animal toxicoses with potential food safety implications in England and Wales between 1990 and 2002. *The Veterinary Record*, 157(16). 1–465.
- Shaw, H., Montgomery, J., Redfern, R., Gowland, R., Evans, J., 2016. Identifying migrants in Roman London using lead and strontium stable isotopes. *Journal of Archaeological Science*, 66. 57–68.
- Shen, J.Y., Ma, H., Henderson, J., Evans, J., Chenery, S., Wang, F., Wen, R., 2019. Chemical and strontium isotope analysis of Yaozhou celadon glaze. *Archaeometry*, 61(5). 1039–1052.
- Sheppard, M.I., Thibault, D.H., 1992. Desorption and extraction of selected heavy metals from soils. *Soil Science Society of America Journal*, 56(2). 415 – 423.
- Shirahata, H., Elias, R. W., Patterson, C. C., 1980. Chronological variations in concentrations and isotopic compositions of anthropogenic atmospheric lead in sediments of a remote subalpine pond. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 44. 149–162.
- Shiraishi, K., Yoshimizu, K., Tanaka, G.I., Kawamura, H., 1989. Daily intake of 11 elements in relation to reference Japanese man. *Health physics*, 57(4). 551–557.
- Shotyk, W., Blaser, P., Grünig, A., Cheburkin, A.K., 2000. A new approach for quantifying cumulative, anthropogenic, atmospheric lead deposition using peat cores from bogs: Pb in eight Swiss peat bog profiles. *Science of the Total Environment*, 249(1-3). 281–295.
- Shotyk, W., Cheburkin, A.K., Appleby, P.G., Fankhauser, A., Kramers, J.D., 1996. Two thousand years of atmospheric arsenic, antimony, and lead deposition recorded in an ombrotrophic peat bog profile, Jura Mountains, Switzerland. *Earth and planetary science letters*, 145(1-4). E1–E7.

- Shotyk, W., Kempter, H., Krachler, M., Zaccone, C., 2015. Stable (^{206}Pb , ^{207}Pb , ^{208}Pb) and radioactive (^{210}Pb) lead isotopes in 1 year of growth of Sphagnum moss from four ombrotrophic bogs in southern Germany: Geochemical significance and environmental implications. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 163. 101–125.
- Shotyk, W., Weiss, D., Appleby, P.G., Cheburkin, A.K., Frei, R., Gloor, M., Kramers, J.D., Reese, S., Van Der Knaap, W.O., 1998. History of atmospheric lead deposition since 12,370 14C yr BP from a peat bog, Jura Mountains, Switzerland. *Science*, 281(5383). 1635–1640.
- Sillen, A., 1986. Biogenic and diagenetic Sr/Ca in Plio-Pleistocene fossils of the Omo Shungura formation. *Paleobiology*, 12(3). 311–323.
- Sillen, A., Hall, G., Richardson, S., Armstrong, R., 1998. $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ ratios in modern and fossil food-webs of the Sterkfontein Valley: implications for early hominid habitat preference. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 62. 2463–2473.
- Singh, R., Tripathi, R.D., Dwivedi, S., Kumar, A., Trivedi, P.K., Chakrabarty, D., 2010. Lead bioaccumulation potential of an aquatic macrophyte *Najas indica* are related to antioxidant system. *Bioresource technology*, 101(9). 3025–3032.
- Siyavula, 2019. Uptake Of Water And Minerals In The Roots Support Transport. Technology-powered learning.
- Skerfving, S., Bergdahl, I.A., 2007. Lead. In: Nordberg, G.F., Fowler, B.A., Nordberg, M., Friberg, L.T. (Hrsg.). *Handbook on the toxicology of metals*, 3rd edition. Elsevier. 599–643.
- Skinner, H.C.W., 2005. Biominerals. *Mineralogical Magazine*, 69(5). 621–641.
- Skoryna, S.C., 1981a. *Handbook of stable strontium*. Springer, Boston, MA.
- Skoryna, S.C., 1981b. Effects of oral supplementation with stable strontium. *Canadian Medical Association Journal*, 125(7). 703–712.
- Slovak, N.M., Paytan, A., 2012. Applications of Sr isotopes in archaeology. In: Baskaran, M. (Hrsg.). *Handbook of environmental isotope geochemistry*. Springer, Berlin, Heidelberg. 743–768.
- Smith, D., Hernandez-Avila, M., Téllez-Rojo, M.M., Mercado, A., Hu, H., 2002. The relationship between lead in plasma and whole blood in women. *Environmental health perspectives*, 110(3). 263–268.
- Smith, D.R., Flegal, A.R., Niemeyer, S., Estes, J.A., 1990. Stable lead isotopes evidence anthropogenic contamination in Alaskan sea otters. *Environmental science & technology*, 24(10). 1517–1521.
- Smith, K.A., 1971. The comparative uptake and translocation by plants of calcium, strontium, barium and radium II. *Triticum vulgare* (wheat). *Plant and soil*, 34(1). 643–651.
- Smith, K.M., Dagleish, M.P., Abrahams, P.W., 2010. The intake of lead and associated metals by sheep grazing mining-contaminated floodplain pastures in mid-Wales, UK: II. Metal concentrations in blood and wool. *Science of the total environment*, 408(5). 1035–1042.
- Smith, K.T., Shortle, W.C., 1996. Tree biology and dendrochemistry. In: Dean, J.S., Meko, D.M., Swetnam, T.W. (Hrsg.). *Tree rings, Environment and Humanity; Proceedings of an International Conference*. Tucson, AZ: Radiocarbon. 629–635.
- Smucker, A.J.M., Aiken, R.M., 1992. Dynamic root responses to water deficits. *Soil Science*, 154(4). 281–289.

- Snyder, W.S., Cook, M.J., Nasset, E.S., 1994. Report of the task group on reference man: a report prepared by a task group of Committee 2 of the International Commission on Radiological Protection: adopted by the Commission in october, 1974. Elsevier Science.
- Söllner, F., Toncala, A., Hölzl, S., Grupe, G., 2016. Determination of geo-dependent bio-available $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ isotopic ratios for archaeological sites from the Inn Valley (Austria): a model calculation. In: Grupe, G., McGlynn, G.C. (Hrsg.). *Isotopic Landscapes in Bioarchaeology*. Springer, Berlin, Heidelberg. 123–140. https://doi.org/10.1007/978-3-662-48339-8_7.
- Sommerfeldt, D., Rubin, C., 2001. Biology of bone and how it orchestrates the form and function of the skeleton. *European Spine Journal*, 10(2). S86–S95.
- Song, B.Y., Gautam, M.K., Ryu, J.S., Lee, D., Lee, K.S., 2015. Effects of bedrock on the chemical and Sr isotopic compositions of plants. *Environ. Earth Sci.*, 74. 829–837. <http://dx.doi.org/10.1007/s12665-015-4087-2>
- Song, B.Y., Ryu, J.S., Shin, H.S., Lee, K.S., 2014. Determination of the source of bioavailable Sr using $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ tracers: a case study of hot pepper and rice. *J. Agric. Food Chem.*, 62(38). 9232–9238. <https://doi.org/10.1021/jf503498r>
- Speer, J., 2010. *Fundamentals of Tree-ring Research*. The University of Arizona Press, Tuscon.
- Spektrum, 2019. Periodensystem der Elemente. (<https://www.spektrum.de/periodensystem/> zuletzt aufgerufen am 29.08.2019)
- Spencer, H., Lewin, I., Belcher, M.J., Samachson, J., 1969a. Inhibition of radiostrontium absorption by aluminum phosphate gel in man and its comparative effect on radiocalcium absorption. *The International journal of applied radiation and isotopes*, 20(7). 507–516.
- Spencer, H., Lewin, I., Samachson, J., Belcher, M.J., 1969b. Effect of aluminum phosphate gel on radiostrontium absorption in man. *Radiation research*, 38(2). 307–320.
- Spencer, H., Li, M., Samachson, J., Laszlo, D., 1960. Metabolism of strontium-85 and calcium-45 in man. *Metabolism*, 9. 916–925.
- Spencer, H., Warren, J.M., Kramer, L., Samachson, J., 1973. Passage of calcium and strontium across the intestine in man. *Clinical Orthopaedics and Related Research®*, 91. 225–234.
- Sperl, G.O., 2005. Metallography for the European Copper Age: Research on the axe-blade of the glacier-mummy from the Ötztaler Alps in Tyrol. *Microscopy Today*, 13(6). 8–15.
- Spooner, E.T.C., 1976. The strontium isotopic composition of seawater, and seawater-oceanic crust interaction. *Earth and Planetary Science Letters*, 31(1). 167–174.
- Stacey, J.S., Kramers, J.D., 1975. Approximation of terrestrial lead isotope evolution by a two-stage model. *Earth and planetary science letters*, 26(2). 207–221.
- Stack, M.V., Burkitt, A.J., Nickless, G., 1974. Characterisation of teeth by trace elements. *The International journal of forensic dentistry*, 2(5). 62–65.
- Stallard, R.F., 1985. River chemistry, geology, geomorphology, and soils in the Amazon and Orinoco basins. In: Drever, J. I. (Hrsg.). *The chemistry of weathering*. Vol. 149. Springer Science & Business Media. 293–316.

- Stamoulis, K.C., Assimakopoulos, P.A., Ioannides, K.G., Johnson, E., Soucacos, P.N., 1999. Strontium-90 concentration measurements in human bones and teeth in Greece. *Science of the total environment*, 229(3). 165–182.
- Steiger, R.H., Jäger, E., 1977. Subcommission on geochronology: convention on the use of decay constants in geo- and cosmochemistry. *Earth Planet. Sci. Lett.*, 36. 359–362.
[https://doi.org/10.1016/0012-821X\(77\)90060-7](https://doi.org/10.1016/0012-821X(77)90060-7)
- Steinbach, I., 1968. Wirksamkeit von weiblichen Geschlechtshormonen und P-armen und Ca-reichen Diät auf die ^{90}Sr -Dekorporation. *Zeitschrift für Naturforschung B*, 23(6). 820–824.
- Steinmann, M., Stille, P., 1997. Rare earth element behavior and Pb, Sr, Nd isotope systematics in a heavy metal contaminated soil. *Applied Geochemistry*, 12(5). 607–623.
- Steinnes, E., Sjøbakk, T.E., Donisa, C. Brännvall, M.L., 2005. Quantification of pollutant lead in forest soils. *Soil Science Society of America Journal*, 69(5). 1399–1404.
- Sternberg, L.D.S.L.O., Pinzon, M.C., Anderson, W.T., Jahren, A.H., 2006. Variation in oxygen isotope fractionation during cellulose synthesis: intramolecular and biosynthetic effects. *Plant, Cell & Environment*, 29(10). 1881–1889.
- Sternberg, L.D.S.L., 1989. Oxygen and hydrogen isotope ratios in plant cellulose: mechanisms and applications. In: Rundel, P.W., Ehleringer, J.R., Nagy, K.A. (Hrsg.). *Stable isotopes in ecological research*. Springer, New York, NY. 124–141.
- Sternberg, L.D.S.L.O., 2009. Oxygen stable isotope ratios of tree-ring cellulose: the next phase of understanding. *New Phytologist*, 181(3). 553–562.
- Sternberg, L.D.S.L.O., DeNiro, M.J., 1983. Biogeochemical implications of the isotopic equilibrium fractionation factor between the oxygen atoms of acetone and water. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 47. 2271–2274.
- Stewart, B.W., Capo, R.C., Chadwick, O.A., 1998. Quantitative strontium isotope models for weathering, pedogenesis and biogeochemical cycling. *Geoderma*, 82(1-3). 173–195.
- Stewart, B.W., Capo, R.C., Chadwick, O.A., 2001. Effects of rainfall on weathering rate, base cation provenance, and Sr isotope composition of Hawaiian soils. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 65(7). 1087–1099.
- Stücker, M., Struk, A., Altmeyer, P., Herde, M., Baumgärtl, H., Lübbers, D.W., 2002. The cutaneous uptake of atmospheric oxygen contributes significantly to the oxygen supply of human dermis and epidermis. *The Journal of physiology*, 538(3). 985–994.
- Stueber, A.M., Pushkar, P., Baldwin Jr, A.D., 1972. Survey of $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ ratios and total strontium concentrations in Ohio stream and ground waters. *The Ohio Journal of Science* 72(2). 97–104.
- Subramanian, S., Sairam, T.N., Maji, B.K., Jaiganesh, G., Jaya, S.M., Jena, H., Amarendra, G., 2018. Lithium uptake in strontium chlorapatite—A combined experimental and first principles study. *Journal of Alloys and Compounds*, 731. 1247–1255.
- Sugden, C.L., Farmer, J.G., MacKenzie, A.B., 1993. Isotopic ratios of lead in contemporary environmental material from Scotland. *Environ. Geochem. Health*, 15. 59–65.

- Sun, Y., Sun, D., Zhou, Z., Zhu, G., Zhang, H., Chang, X., Lei, L., Jin, T., 2008. Osteoporosis in a Chinese population due to occupational exposure to lead. *American journal of industrial medicine*, 51(6). 436–442.
- Sutton, A., Shepherd, H., Harrison, G.E., Barltrop, D., 1971. Excretion and retention of stable strontium in children. *Nature*, 230(5293). 396–397.
- Swaine, D.J., 1978. Lead in the environment. *J Royal Soc New South Wales*, 111. 41–47. [zitiert nach Adriano 2001]
- Sweet, C.W., Vermette, S.J., Landsberger, S., 1993. Sources of toxic trace elements in urban air in Illinois. *Environmental Science & Technology*, 27(12). 2502–2510.
- Swoboda, S., Brunner, M., Boulyga, S.F., Galler, P., Horacek, M., Prohaska, T., 2008. Identification of Marchfeld asparagus using Sr isotope ratio measurements by MC-ICP-MS. *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, 390(2). 487–494.
- Tabelin, C.B., Igarashi, T., 2009. Mechanisms of arsenic and lead release from hydrothermally altered rock. *Journal of Hazardous Materials*, 169(1-3). 980–990.
- Tang, K., Feng, X., 2001. The effect of soil hydrology on the oxygen and hydrogen isotopic compositions of plants' source water. *Earth and Planetary Science Letters*, 185(3-4). 355–367.
- Taylor, S.R., McLennan, S.M., 1985. The continental crust: its composition and evolution.
- Techer, I., Lancelot, J., Descroix, F., Guyot, B., 2011. About Sr isotopes in coffee 'Bourbon Pointu' of the Réunion Island. *Food chemistry*, 126(2). 718–724.
- Teitelbaum, S.L., 2000. Bone resorption by osteoclasts. *Science*, 289(5484). 1504–1508.
- Thomas, D.B., Fordyce, R.E., Frew, R.D., Gordon, K.C., 2007. A rapid, non-destructive method of detecting diagenetic alteration in fossil bone using Raman spectroscopy. *Journal of Raman Spectroscopy: An International Journal for Original Work in all Aspects of Raman Spectroscopy, Including Higher Order Processes, and also Brillouin and Rayleigh Scattering*, 38(12). 1533–1537.
- Thompson, L.J., 2012. Lead. In: Gupta, R.C. (Hrsg). *Veterinary Toxicology: Basic and Clinical Principles*, 2nd ed. Academic Press, San Diego, USA. 522–526.
- Tichomirowa, M., Heidel, C., Junghans, M., Haubrich, F., Matschullat, J., 2010. Sulfate and strontium water source identification by O, S and Sr isotopes and their temporal changes (1997–2008) in the region of Freiberg, central-eastern Germany. *Chemical Geology*, 276(1-2). 104–118.
- Tipton, I.H., Cook, M.J., 1963. Trace elements in human tissue Part II. Adult subjects from the United States. *Health physics*, 9(2). 103–145.
- Tolstykh, E.I., Kozheurov, V.P., Vyushkova, O.V., Degteva, M.O., 1997. Analysis of strontium metabolism in humans on the basis of the Techa river data. *Radiation and environmental biophysics*, 36(1). 25–29.
- Tomašević, M., Antanasijević, D., Aničić, M., Deljanin, I., Perić-Grujić, A., Ristić, M., 2013. Lead concentrations and isotope ratios in urban tree leaves. *Ecological Indicators*, 24. 504–509.
- Tomsig, J., Suszkiw, J.B., 1991. Permeation of Pb^{2+} through calcium channels: fura-2 measurements of voltage- and dihydropyridine-sensitive Pb^{2+} entry in isolated bovine chromaffin cells. *Biochimica et Biophysica Acta (BBA)-Biomembranes*, 1069(2). 197–200.

- Toncala, A., Söllner, F., Mayr, C., Hölzl, S., Heck, K., Wycisk, D., Grupe, G., 2017. Isotopic map of the Inn-Eisack-Adige-Brenner passage and its application to prehistoric human cremations. In: Grupe, G., Grigat, A., McGlynn, G. (Hrsg.). *Across the alps in prehistory*. Springer. 127–227.
- Toots, H., Voorhies, M.R., 1965. Strontium in fossil bones and the reconstruction of food chains. *Science*, 149(3686). 854–855.
- Torre, M., Rodriguez, A.R., Saura-Calixto, F., 1992. Study of the interactions of calcium ions with lignin, cellulose, and pectin. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 40(10). 1762–1766.
- Treble, R.G., Thompson, T.S., 1997. Preliminary results of a survey of lead levels in human liver tissue. *Bulletin of environmental contamination and toxicology*, 59(5). 688–695.
- Tricca, A., Stille, P., Steinmann, M., Kiefel, B., Samuel, J., Eikenberg, J., 1999. Rare earth elements and Sr and Nd isotopic compositions of dissolved and suspended loads from small river systems in the Vosges mountains (France), the river Rhine and groundwater. *Chemical Geology*, 160(1-2). 139–158.
- Trincherini, P.R., Baffi, C., Barbero, P., Pizzoglio, E., Spalla, S., 2014. Precise determination of strontium isotope ratios by TIMS to authenticate tomato geographical origin. *Food chemistry*, 145. 349–355.
- TrisKem International, 2014. Produktblatt: SR Resin und Literaturstudie. PDF, 4 S.
- Tsaih, S.W., Korrick, S., Schwartz, J., Lee, M.L., Amarasiriwardena, C., Aro, A., Sparrow, D., Hu, H., 2001. Influence of bone resorption on the mobilization of lead from bone among middle-aged and elderly men: the Normative Aging Study. *Environmental health perspectives*, 109(10). 995–999.
- Tsalev, D.L., 1984. Atomic absorption spectrometry in occupational and environmental health practice. Vol. II. Determination of individual elements. Boca Raton, FL, CRC Press. [zitiert in ATSDR, 2004]
- Turner-Walker, G., 2008. The chemical and microbial degradation of bones and teeth. In: Pinhasi, R., Mays, S. (Hrsg.). *Advances in Human Palaeopathology*. Wiley, Chichester. 3–30.
- Tuross, N., Warinner, C., Kirsanow, K., Kester, C., 2008. Organic oxygen and hydrogen isotopes in a porcine controlled dietary study. *Rapid Communications in Mass Spectrometry: An International Journal Devoted to the Rapid Dissemination of Up-to-the-Minute Research in Mass Spectrometry*, 22(11). 1741–1745.
- Turpeinen, R., Salminen, J., Kairesalo, T., 2000. Mobility and bioavailability of lead in contaminated boreal forest soil. *Environmental science & technology*, 34(24). 5152–5156.
- Twardock, A.R., Kuo, E.Y.H., Austin, M.K., Hopkins, J.R., 1971. Protein binding of calcium and strontium in guinea pig maternal and fetal blood plasma. *American Journal of Obstetrics & Gynecology*, 110(7). 1008–1014.
- Tylecote, R.F. 1992. *A history of metallurgy*. London: The Institute of Materials.
- Underwood, E.J., 1977. *Trace elements in human and animal nutrition*, 4th edition. London: Academic Press.
- UNEP, 2003. Technical guidelines for the environmentally sound management of waste lead-acid batteries. Secretariat of the Basel Convention. Basel Convention series/SBC No. 2003/9. Geneva: Basel convention Secretariat. <http://archive.basel.int/pub/techguid/tech-wasteacid.pdf>

- UNEP, 2010. Final review of scientific information on lead. Nairobi: United Nations Environment Programme.
https://www.cms.int/sites/default/files/document/UNEP_GC26_INF_11_Add_1_Final_UNEP_Lead_review_and_appendix_Dec_2010.pdf
- Uno, I., Eguchi, K., Yumimoto, K., Takemura, T., Shimizu, A., Uematsu, M., Liu, Z., Wang, Z., Hara, Y., Sugimoto, N., 2009. Asian dust transported one full circuit around the globe. *Nature Geoscience*, 2(8). 557–560.
- Ure, A.M., 1996. Single extraction schemes for soil analysis and related applications. *Science of the Total Environment*, 178(1-3). 3–10.
- Urey, H.C., 1947. The thermodynamic properties of isotopic substances. *Journal of the Chemical Society (Resumed)*. 562–581.
- USEPA, 1977. Control techniques for Lead Air Emissions. U.S. Environmental Protection Agency. Office of Air Quality Planning and Standards. EPA-450/2-77-012. Research Triangle Park, N.C.
- USEPA, 1986. Air Quality Criteria for Lead. U.S. Environmental Protection Agency.
http://ofmpub.epa.gov/eims/eimscomm.getfile?p_download_id=436588
- USEPA, 2008. Child-specific exposures handbook. U.S. Environmental Protection Agency.
<https://cfpub.epa.gov/ncea/risk/recordisplay.cfm?deid=199243>
- USEPA, 2019. Basic Information about Lead in Drinking Water [website]
(<https://www.epa.gov/ground-water-and-drinking-water/basic-information-about-lead-drinking-water> zuletzt aufgerufen am 08.01.2019)
- Uzu, G., Sobanska, S., Aliouane, Y., Pradere, P., Dumat, C., 2009. Study of lead phytoavailability for atmospheric industrial micronic and sub-micronic particles in relation with lead speciation. *Environmental Pollution*, 157(4). 1178–1185.
- Vachon, R.W., Welker, J.M., White, J.W.C., Vaughn, B.H., 2010. Monthly precipitation isoscapes ($\delta^{18}\text{O}$) of the United States: Connections with surface temperatures, moisture source conditions, and air mass trajectories. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 115(D21). D21126.
- van Dam, J.A., Reichart, G.J., 2009. Oxygen and carbon isotope signatures in late Neogene horse teeth from Spain and application as temperature and seasonality proxies. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*, 274(1-2). 64–81.
- Van de Wiele, T.R., Oomen, A.G., Wragg, J., Cave, M., Minekus, M., Hack, A., Cornelis, C., Rempelberg, C.J., De Zwart, L.L., Klinck, B., Van Wijnen, J., 2007. Comparison of five in vitro digestion models to in vivo experimental results: lead bioaccessibility in the human gastrointestinal tract. *Journal of Environmental Science and Health Part A*, 42(9). 1203–1211.
- Van der Kuijp, T.J., Huang, L., Cherry, C.R., 2013. Health hazards of China's lead-acid battery industry: a review of its market drivers, production processes, and health impacts. *Environmental Health*, 12(1). 61.
- Van der Merwe, N.J., Lee-Thorp, J.A., Thackeray, J.F., Hall-Martin, A., Kruger, F.J., Coetzee, H., Bell, R.H.V., Lindeque, M., 1990. Source-area determination of elephant ivory by isotopic analysis. *Nature*, 346(6286). 744–746.

- Van der Straaten, C.M., Mook, W.G., 1983. Stable isotopic composition of precipitation and climatic variability. In: Gat, J.R. (Hrsg). *Palaeoclimates and Palaeowaters: A collection of environmental isotope studies*.
- Van Wijnen, J.H., Clausing, P., Brunekreef, B., 1990. Estimated soil ingestion by children. *Environmental research*, 51(2). 147–162.
- Vandenschrick, G., Van Wesemael, B., Frot, E., Pulido-Bosch, A., Molina, L., Stievenard, M., Souchez, R., 2002. Using stable isotope analysis (δD – $\delta^{18}O$) to characterise the regional hydrology of the Sierra de Gador, south east Spain. *Journal of hydrology*, 265(1-4). 43–55.
- Varo, P., Saari, E., Paaso, A., Koivistoinen, P., 1982. Strontium in Finnish foods. *International journal for vitamin and nutrition research*, 52(3). 342–350.
- Vaughan, J., 1981. *The physiology of bone*. third ed. Oxford: Clarendon Press.
- Vautour, G., Poirier, A., Widory, D., 2015. Tracking mobility using human hair: What can we learn from lead and strontium isotopes?. *Science & Justice*, 55(1). 63–71.
- Vega, F.A., Andrade, M.L., Covelo, E.F., 2010. Influence of soil properties on the sorption and retention of cadmium, copper and lead, separately and together, by 20 soil horizons: comparison of linear regression and tree regression analyses. *Journal of Hazardous Materials*, 174(1-3). 522–533.
- Veis, A. 1989. Biochemical studies of vertebrate tooth mineralization. In: Mann, S., Webb, J., Williams, R.J.P. (Hrsg.). *Biomineralization: chemical and biochemical perspectives*. New York: VCH Publishers. 189–222.
- Veizer, J., 1989. Strontium isotopes in seawater through time. *Annu. Rev. Earth Planet. Sci.*, 17 (1). 141–167. <https://doi.org/10.1146/annurev.ea.17.050189.001041>.
- Verbeeck, R.M.H., Lassuyt, C.J., Heijligers, H.J.M., Driessens, F.C.M., Vrolijk, J.W.G.A., 1981. Lattice parameters and cation distribution of solid solutions of calcium and lead hydroxyapatite. *Calcified Tissue International*, 33(1). 243–247.
- Verberckmoes, S.C., Behets, G.J., Oste, L., Bervoets, A.R., Lamberts, L.V., Drakopoulos, M., Somogyi, A., Cool, P., Dorrine, W., De Broe, M.E., D’Haese, P.C., 2004. Effects of strontium on the physicochemical characteristics of hydroxyapatite. *Calcified Tissue International*, 75(5). 405–415.
- Verbruggen, N., Hermans, C., Schat, H., 2009. Molecular mechanisms of metal hyperaccumulation in plants. *New phytologist*, 181(4). 759–776.
- Verma, S., Dubey, R.S., 2003. Lead toxicity induces lipid peroxidation and alters the activities of antioxidant enzymes in growing rice plants. *Plant Science*, 164(4). 645–655.
- Véron, A., Church, T.M., Patterson, C.C., Erel, Y., Merrill, J.T., 1992. Continental origin and industrial sources of trace metals in the northwest Atlantic troposphere. *Journal of Atmospheric Chemistry*, 14(1-4). 339–351.
- Véron, A., Flament, P., Bertho, M.L., Alleman, L., Flegal, R., Hamelin, B., 1999. Isotopic evidence of pollutant lead sources in Northwestern France. *Atmospheric Environment*, 33(20). 3377–3388.
- Veselinović, L., Karanović, L., Stojanović, Z., Bračko, I., Marković, S., Ignjatović, N., Uskoković, D., 2010. Crystal structure of cobalt-substituted calcium hydroxyapatite nanopowders prepared by hydrothermal processing. *Journal of Applied Crystallography*, 43(2). 320–327.

- Vinciguerra, V., Stevenson, R., Pedneault, K., Poirier, A., Hélie, J.F., Widory, D., 2016. Strontium isotope characterization of wines from Quebec, Canada. *Food chemistry*, 210. 121–128.
- Viner, S., Evans, J., Albarella, U., Pearson, M.P., 2010. Cattle mobility in prehistoric Britain: strontium isotope analysis of cattle teeth from Durrington Walls (Wiltshire, Britain). *Journal of Archaeological Science*, 37(11). 2812–2820.
- Vinogradoff, S.I., Graham, M.C., Thornton, G.J.P., Dunn, S.M., Bacon, J.R., Farmer, J.G., 2005. Investigation of the concentration and isotopic composition of inputs and outputs of Pb in waters at an upland catchment in NE Scotland. *J. Environ. Monit.*, 7. 431–444.
- Voerkelius, S., Lorenz, G.D., Rummel, S., Quétel, C.R., Heiss, G., Baxter, M., Brach-Papa, C., Deters-Itzelsberger, P., Hoelzl, S., Hoogewerff, J., Ponzevera, E., 2010. Strontium isotopic signatures of natural mineral waters, the reference to a simple geological map and its potential for authentication of food. *Food chemistry*, 118(4). 933–940.
- Vogel, J.C., Eglington, B., Auret, J.M., 1990. Isotope fingerprints in elephant bone and ivory. *Nature*, 346(6286). 747–749.
- Vohberger, M.A., 2011. Lokal oder Eingewandert? Interpretationsmöglichkeiten und Grenzen Lokaler Strontium- und Sauerstoffisotopensignaturen am Beispiel einer Altgrabung in Wenigumstadt. Dissertation at the faculty of biology of the Ludwig-Maximilians University Munich.
- Volk, G.M., Lynch-Holm, V.J., Kostman, T.A., Goss, L.J., Franceschi, V.R., 2002. The role of druse and raphide calcium oxalate crystals in tissue calcium regulation in *Pistia stratiotes* leaves. *Plant biology*, 4(1). 34–45.
- Von Gärtner, H.-R., Walther, H.W., 1972. International geological Map of Europe (IGME) 1:1.500.000. C5 Bern. Bundesanstalt für Bodenforschung. Hannover.
- Von Storch, H., Costa-Cabral, M., Hagner, C., Feser, F., Pacyna, J., Pacyna, E., Kolb, S., 2003. Four decades of gasoline lead emissions and control policies in Europe: a retrospective assessment. *Science of the Total Environment*, 311(1-3). 151–176.
- Wadge, A., Hutton, M., 1987. The leachability and chemical speciation of selected trace elements in fly ash from coal combustion and refuse incineration. *Environmental Pollution*, 48(2). 85–99.
- Wadleigh, M.A., Veizer, J., Brooks, C., 1985. Strontium and its isotopes in Canadian rivers: Fluxes and global implications. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 49(8). 1727–1736.
- Waldron, T., 1988. The heavy metal burden in ancient societies. In: Grupe, G., Herrmann, B. (Hrsg). *Trace elements in environmental history*. Springer, Berlin. 125–133.
- Walker, D.J., Clemente, R., Roig, A., Bernal, M.P., 2003. The effects of soil amendments on heavy metal bioavailability in two contaminated Mediterranean soils. *Environmental Pollution*, 122(2). 303–312.
- Wallach, S., Chausmer, A.B., 1990. Metabolism of trace metals in animals and man: Part I: non-essential pollutant metals. In: Priest, N.D., Van de Vyver, F.L. (Hrsg). *Trace metals and fluoride in bones and teeth*. Boca Raton, Florida: CRC Press Inc. 231–252.
- Walraven, N., 2014. Lead in rural and urban soils and sediments in The Netherlands: background, pollution, sources and mobility. *Castricum, The Netherlands*.

- Walraven, N., Van Os, B.J.H., Klaver, G.T., Baker, J.H., Vriend, S.P., 1997. Trace element concentrations and stable lead isotopes in soils as tracers of lead pollution in Graft-De Rijp, the Netherlands. *Journal of Geochemical Exploration*, 59(1). 47–58.
- Walser, M., 1969. Renal excretion of alkaline earths. In: Comar, C.L., Bronner, F. (Hrsg.). *Mineral metabolism. An advanced treatise*. New York: Academic Press. 235–320.
- Walsh, T., 1944. The effect on plant growth of substituting strontium for calcium in acid soils. In: Royal Irish Academy (Hrsg.). *Proceedings of the Royal Irish Academy. Section B: Biological, Geological, and Chemical Science (Vol. 50)*. 287–294.
- Wang, H.H., Shan, X.Q., Wen, B., Owens, G., Fang, J., Zhang, S.Z., 2007. Effect of indole-3-acetic acid on lead accumulation in maize (*Zea mays* L.) seedlings and the relevant antioxidant response. *Environmental and experimental botany*, 61(3). 246–253.
- Wang, X.F., Yakir, D.A.N. and Avishai, M., 1998. Non-climatic variations in the oxygen isotopic compositions of plants. *Global Change Biology*, 4(8). 835–849.
- Wasserburg, G.J., Papanastassiou, D.A., Sanz, H.G., 1969. Initial strontium for a chondrite and the determination of a metamorphism or formation interval. *Earth and Planetary Science Letters*, 7(1). 33–43.
- Wasserman, R.H., 1979. Strontium. In: O'Neill, P. (Hrsg.). *Geochemistry and the Environment. Vol II: The Relation of Other Selected Trace Elements to Health and Disease*. Washington, D.C.: National Academy of Sciences.
- Watmough, S.A., Hutchinson, T.C., 2002. Historical changes in lead concentrations in tree-rings of sycamore, oak and Scots pine in north-west England. *Science of the total environment*, 293(1-3). 85–96.
- Watmough, S.A., Hutchinson, T.C., 2003. Uptake of ^{207}Pb and ^{111}Cd through bark of mature sugar maple, white ash and white pine: a field experiment. *Environmental Pollution*, 121(1). 39–48.
- Watmough, S.A., Hutchinson, T.C., Dillon, P.J., 2005. Lead dynamics in the forest floor and mineral soil in south-central Ontario. *Biogeochemistry*, 71(1). 43–68.
- Watson, W.S., Morrison, J., Bethel, M.I.F., Baldwin, N.M., Lyon, D.T.B., Dobson, H., Moore, M.R., Hume, R., 1986. Food iron and lead absorption in humans. *The American journal of clinical nutrition*, 44(2). 248–256.
- Watts, P., Howe, P., 2010. Strontium and strontium compounds (No. 77). World Health Organization.
- Weber, P.A., Thomas, J.E., Skinner, W.M., Smart, R.S.C., 2005. A methodology to determine the acid-neutralization capacity of rock samples. *The Canadian Mineralogist*, 43(4). 1183–1192.
- Wedding, J.B., Carlson, R.W., Stukel, J.J., Bazzaz, F.A., 1975. Aerosol deposition on plant leaves. *Environmental Science & Technology*, 9(2). 151–153.
- Wegst, U.G., Bai, H., Saiz, E., Tomsia, A.P., Ritchie, R.O., 2015. Bioinspired structural materials. *Nature materials*, 14(1). 23–36.
- Weiler E, Lutz, N., 2008. *Allgemeine und molekulare Botanik*, Georg Thieme Verlag Stuttgart, New York.
- Weiner, S., Wagner, H.D., 1998. The material bone: structure-mechanical function relations. *Annual Review of Materials Science*, 28(1). 271–298.

- Weiss, D., Shotyk, W., Kramers, J.D., Gloor, M., 1999. Sphagnum mosses as archives of recent and past atmospheric lead deposition in Switzerland. *Atmospheric Environment*, 33(23). 3751–3763.
- Weller, M.T., Overton, T.L., Rourke, J.P., Armstrong, F.A., 2018. *Inorganic Chemistry*. 7te Edition. Oxford University Press. 968 p. <http://www.chemtube3d.com/solidstate/SSHydroxyapatite.htm>
- West, A.G., Hultine, K.R., Burtch, K.G., Ehleringer, J.R., 2007. Seasonal variations in moisture use in a piñon–juniper woodland. *Oecologia*, 153(4). 787–798.
- West, A.J., Galy, A., Bickle, M., 2005. Tectonic and climatic controls on silicate weathering. *Earth and Planetary Science Letters*, 235(1-2). 211–228.
- West, J.B., Bowen, G.J., Dawson, T.E., Tu, K.P., 2010. *Isoscapes*. Springer.
- West, J.B., Hurley, J.M., Dudás, F.Ö., Ehleringer, J.R., 2009. The stable isotope ratios of marijuana. II. Strontium isotopes relate to geographic origin. *Journal of Forensic Sciences*, 54(6). 1261–1269.
- Westermann, Diercke, 2019. https://media.diercke.net/omeda/800/2113E_1.jpg
- White, A.F., Blum, A.E., 1995. Effects of climate on chemical_ weathering in watersheds. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 59(9). 1729–1747.
- White, C.D., Spence, M.W., Longstaffe, F.J., Law, K.R., 2004. Demography and ethnic continuity in the Tlailotlacan enclave of Teotihuacan: the evidence from stable oxygen isotopes. *Journal of Anthropological Archaeology*, 23(4). 385–403.
- White, C.D., Spence, M.W., Longstaffe, F.J., Stuart-Williams, H., Law, K.R., 2002. Geographic identities of the sacrificial victims from the Feathered Serpent Pyramid, Teotihuacan: Implications for the nature of state power. *Latin American Antiquity*, 13(2). 217–236.
- White, J.W., Cook, E.R., Lawrence, J.R., 1985. The DH ratios of sap in trees: Implications for water sources and tree ring DH ratios. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 49(1). 237–246.
- White, P.D., Van Leeuwen, P., Davis, B.D., Maddaloni, M., Hogan, K.A., Marcus, A.H., Elias, R.W., 1998. The conceptual structure of the integrated exposure uptake biokinetic model for lead in children. *Environmental health perspectives*, 106(6). 1513–1530.
- WHO, 1996. Trace elements in human nutrition and health. World Health Organization. (http://apps.who.int/iris/bitstream/handle/10665/37931/9241561734_eng.pdf?sequence=2&isAllowed=y, zuletzt aufgerufen am 03.11.2018)
- WHO, 2010. Childhood lead poisoning. World Health Organization. (http://apps.who.int/iris/bitstream/handle/10665/136571/9789241500333_eng.pdf?sequence=1, zuletzt aufgerufen am 03.11.2018)
- Wiche, O., Zertani, V., Hentschel, W., Achtziger, R., Midula, P., 2017. Germanium and rare earth elements in topsoil and soil-grown plants on different land use types in the mining area of Freiberg (Germany). *Journal of Geochemical Exploration*, 175. 120–129.
- Wickman, T., 1996. *Weathering Assessment and Nutrient Availability in Coniferous Forests*. Royal Institute of Technology, Stockholm.
- Widory, D., 2004. Oxygen and nitrogen isotopic fractionations during human respiration. *Comptes rendus biologies*, 327(8). 729–734.

- Widory, D., Liu, X., Dong, S., 2010. Isotopes as tracers of sources of lead and strontium in aerosols (TSP & PM_{2.5}) in Beijing. *Atmospheric environment*, 44(30). 3679–3687.
- Wiegand, B.A., 2009. Tracing effects of decalcification on solute sources in a shallow groundwater aquifer, NW Germany. *Journal of hydrology*, 378(1-2). 62–71.
- Wieloch, T., Helle, G., Heinrich, I., Voigt, M., Schyma, P., 2011. A novel device for batch-wise isolation of α -cellulose from small-amount wholewood samples. *Dendrochronologia*, 29(2). 115–117.
- Wierzbička, M., Antosiewicz, D., 1993. How lead can easily enter the food chain—a study of plant roots. *Science of the total environment*, 134. 423–429.
- Wieser, A., Romanyukha, A.A., Degteva, M.O., Kozheurov, V.P., Petzoldt, G., 1996. Tooth enamel as a natural beta dosemeter for bone seeking radionuclides. *Radiation Protection Dosimetry* 65. 413–416.
- Williams, D.E., Vlamis, J., Pukite, A.H., Corey, J.E., 1984. Metal movement in sludge-treated soils after six years of sludge addition: 1. Cadmium, copper, lead, and zinc. *Soil science*, 137(5). 351 – 359.
- Williams, J., Reus, M.D., Krejci, R., Fischer, H., Ström, J., 2002. Application of the variability-size relationship to atmospheric aerosol studies: estimating aerosol lifetimes and ages. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 2(2). 133–145.
- Williams, R.D., Olmsted, W.H., 1936. The manner in which food controls the bulk of the feces. *Annals of Internal Medicine*, 10(6). 717–727.
- Williams, R.D., Olmsted, W.H., Hamann, C.H., Fiorito, J.A., Duckles, D., 1936. The Effect of Cellulose, Hemicellulose and Lignin on the Weight of the Stool: A Contribution to the Study of Laxation in Man: Two Figures. *The Journal of Nutrition*, 11(5). 433–449.
- Willmes, M., McMorrow, L., Kinsley, L., Armstrong, R., Aubert, M., Eggins, S., Falgueres, C., Maureille, B., Moffat, I., Grün, R., 2014. The IRHUM (Isotopic Reconstruction of Human Migration) database—bioavailable strontium isotope ratios for geochemical finger- printing in France. *Earth Syst. Sci. Data*, 6 (1). 117–122. <https://doi.org/10.5194/essd-6-117-2014>.
- Wilson, A.T., Grinstead, M.J., 1977. $^{12}\text{C}/^{13}\text{C}$ in cellulose and lignin as palaeothermometers. *Nature*, 265(5590). 133.
- Windisch, W., Plitzner, C., 2006. Experimentelle Modelle der Spurenelementforschung. *J. Soil Sci*, 45. 159–165.
- Witkowski, J.A., Parish, L.C., 2001. You’ve come a long way baby: a history of cosmetic lead toxicity. *Clinics in dermatology*, 19(4). 367–370.
- Witz, S., Wood, J.A., Wadley, M.W., 1986. Toxic metal and hydrocarbon concentrations in automobile interiors during freeway transit. *Proceedings of the American Chemical Society Division of Environmental Chemistry 192nd National Meeting (Anaheim, CA, September)*, 26. 302–305 [zitiert nach Watts und Howe 2010].
- Wöhrer, S., 2015. Blut und Bluterkrankungen. PowerPoint-Präsentation, Permedio - Zentrum für personalisierte Medizin. <http://www.permedio.at/wordpress/wp-content/uploads/2015/11/Blut-Vortrag-4.11.2015.pdf>
- Wolf, B., Cesare, S.J., 1952. Response of field-grown peaches to strontium sprays. *Science*, 115(2996). 606–607.

- Wopenka, B., Pasteris, J.D., 2005. A mineralogical perspective on the apatite in bone. *Materials Science and Engineering: C*, 25(2). 131–143.
- Wright, L.E., Schwarcz, H.P., 1998. Stable carbon and oxygen isotopes in human tooth enamel: identifying breastfeeding and weaning in prehistory. *American Journal of Physical Anthropology: The Official Publication of the American Association of Physical Anthropologists*, 106(1). 1–18.
- Wright, L.E., Schwarcz, H.P., 1999. Correspondence between stable carbon, oxygen and nitrogen isotopes in human tooth enamel and dentine: infant diets at Kaminaljuyu. *Journal of Archaeological Science*, 26(9). 1159–1170.
- Wright, W.E., 2001. Delta-deuterium and delta-oxygen-18 in mixed conifer systems in the United States southwest: The potential of delta-oxygen-18 in *Pinus ponderosa* tree rings as a natural environmental recorder. University of Arizona. S. 328.
- Wright, W.E., 2008. Statistical evidence for exchange of oxygen isotopes in holocellulose during long-term storage. *Chemical Geology*, 252(1-2). 102–108.
- Xin, G., Hanson, N., 1994. Strontium isotope study of the Peconic river watershed, Long Island, New York (Master's thesis, State University of New York at Stony Brook).
- Xu, Z., Han, G., 2009. Chemical and strontium isotope characterization of rainwater in Beijing, China. *Atmos. Environ.*, 43 (12). 1954–1961. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2009.01.010>.
- Yaffe, Y., Flessel, C.P., Wesolowski, J.J., Rosario, A.D., Guirguis, G.N., Matias, V., Degarmo, T.E., Coleman, G.C., Gramlich, J.W., Kelly, W.R., 1983. Identification of lead sources in California children using the stable isotope ratio technique. *Archives of Environmental Health: An International Journal*, 38(4). 237–245.
- Yakir, D., 1992. Variations in the natural abundance of oxygen-18 and deuterium in plant carbohydrates. *Plant, Cell & Environment*, 15(9). 1005–1020.
- Yakir, D., DeNiro, M.J., 1990. Oxygen and hydrogen isotope fractionation during cellulose metabolism in *Lemna gibba* L. *Plant Physiology*, 93(1). 325–332.
- Yan, Z.Z., Ke, L., Tam, N.F.Y., 2010. Lead stress in seedlings of *Avicennia marina*, a common mangrove species in South China, with and without cotyledons. *Aquatic Botany*, 92(2). 112–118.
- Yeh, H.F., Lee, C.H., Hsu, K.C., 2011. Oxygen and hydrogen isotopes for the characteristics of groundwater recharge: a case study from the Chih-Pen Creek basin, Taiwan. *Environmental Earth Sciences*, 62(2). 393–402.
- Yoshinaga, J., Yoneda, M., Morita, M., Suzuki, T., 1998. Lead in prehistoric, historic and contemporary Japanese: stable isotopic study by ICP mass spectrometry. *Applied geochemistry*, 13(3). 403–413.
- Ysart, G., Miller, P., Crews, H., Robb, P., Baxter, M., L'Argy, C.D., Lofthouse, S., Sargent, C., Harrison, N., 1999. Dietary exposure estimates of 30 elements from the UK Total Diet Study. *Food Additives & Contaminants*, 16(9). 391–403.
- Yuan, H., Yuan, W., Cheng, C., Liang, P., Liu, X., Dai, M., Bao, Z., Zong, C., Chen, K., Lai, S., 2016. Evaluation of lead isotope compositions of NIST NBS 981 measured by thermal ionization mass spectrometer and multiple-collector inductively coupled plasma mass spectrometer. *Solid Earth Sciences*, 1(2). 74–78.

- Zahran, S., Laidlaw, M.A., McElmurry, S.P., Filippelli, G.M., Taylor, M., 2013. Linking source and effect: Resuspended soil lead, air lead, and children's blood lead levels in Detroit, Michigan. *Environmental science & technology*, 47(6). 2839–2845.
- Zanconato, S., Cooper, D.M., Armon, Y., Epstein, S., 1992. Effect of increased metabolic rate on oxygen isotopic fractionation. *Respiration physiology*, 89(3). 319–327.
- Zhang, J., Wu, L., Chan, H.K., Watanabe, W., 2011. Formation, characterization, and fate of inhaled drug nanoparticles. *Advanced drug delivery reviews*, 63(6). 441–455.
- Zhang, Z.W., Subida, R.D., Agetano, M.G., Nakatsuka, H., Inoguchi, N., Watanabe, T., Shimbo, S., Higashikawa, K., Ikeda, M., 1998. Non-occupational exposure of adult women in Manila, the Philippines, to lead and cadmium. *Science of the total environment*, 215(1-2). 157–165.
- Zhou, X., Taylor, M.P., Davies, P.J., 2018. Tracing natural and industrial contamination and lead isotopic compositions in an Australian native bee species. *Environmental Pollution*, 242. 54–62.
- Zhu, J., Lücke, A., Wissel, H., Mayr, C., Enters, D., Ja Kim, K., Ohlendorf, C., Schäbitz, F., Zolitschka, B., 2014. Climate history of the Southern Hemisphere Westerlies belt during the last glacial–interglacial transition revealed from lake water oxygen isotope reconstruction of Laguna Potrok Aike (52° S, Argentina). *Climate of the Past*, 10(6). 2153–2169.
- Zhu, K., Yanagisawa, K., Shimanouchi, R., Onda, A., Kajiyoshi, K., 2006. Preferential occupancy of metal ions in the hydroxyapatite solid solutions synthesized by hydrothermal method. *Journal of the European Ceramic Society*, 26(4-5). 509–513.
- Zhu, Y., Zhu, Z., Yang, F., Huang, Y., Zhao, X., 2015. Synthesis and characterization of the lead-calcium HAP solid solutions. *Russian Journal of Applied Chemistry*, 88(1). 178–183.
- Ziegler, E.E., Edwards, B.B., Jensen, R.L., Mahaffey, K.R., Fomon, S.J., 1978. Absorption and retention of lead by infants. *Pediatric research*, 12(1). 29–34.
- Zielinski, R.A., Budahn, J.R., 1998. Radionuclides in fly ash and bottom ash: improved characterization based on radiography and low energy gamma-ray spectrometry. *Fuel*, 77(4). 259–267.
- Zimdahl, R. L., 1975. Entry and movement in vegetation of lead derived from air and soil sources, paper presented at 68th Annu. Meeting of the Air Pollution Control Association, Boston, MA, June 15, 2.

VIII Appendix

Im Folgenden sind Informationen zu den verwendeten Laborutensilien und Chemikalien und den Probenentnahmeorten der Umweltproben zu finden. Des Weiteren sind weitere Messergebnisse und berechnete Werte der Proben genannt, welche nicht in den Ergebnissteil aufgenommen wurden. Zu allen bearbeiteten Fundorten sind zu dem die jeweiligen Strontiummischungsmodelle und die grafische Darstellung der Bleisotopenabdrücke zusammengetragen.

A Material und Methoden

A 1 Umweltprobeninformationen

Appendix Tabelle 1 Informationen zu den Probennahmeorten der Umweltproben. FKNr = Fundortkennnummer, PKZ= Probenkennzeichnung.

FKNr	Proben-lokalität	PKZ	Materialtyp	Spezifikation	Ortbeschreibung	Charakteristik	°N	°O	Höhe [m ü.N.N.]	Datum der Probennahme
101	Aislingen	101–101	Boden	40–50 cm	Sandgraben, Plateau mit Kuhweide	Loch an abfallendem Hang gegraben, lehmiger Sand, gelblich–braunen mit bis zu 2 cm großen Kalk–Geröllen	48,5052	10,4591	482,00	10.05.16
		101–102	Vegetation	Corylus	Nord-West–Rand der Weide (ca. 20m tiefer)	Haselnuss	48,5052	10,4591	462,00	10.05.16
		101–104	Wasser	Brunnen	2 Wassertröge mit Zu– und Ablauf	Hangwasser, gefasst	48,5055	10,4568	436,00	10.05.16
105	Bergkirchen	105–101	Boden	25–35 cm	aufgefahrener Boden für Neubau in Industriegebiet, östlich Firma Allstahl, Profil bis in den Schotter	lehmime Braunerde mit Kalkgeröllen; bereits Fundstücke in der Umgebung geborgen	48,2382	11,3483	505,00	10.05.16
		105–102	Vegetation	Corylus	Rand eines Baggersees	Haselnuss	48,2402	11,3477	503,00	10.05.16
		105–103	Wasser	Baggersee	Baggersee mit Grundwasser, ca. 100 nordöstlich der Bodenprobe, unterirdischer Zufluss	Grundwasser stehend	48,2402	11,3477	503,00	10.05.16
106	Berching	106–104	Boden	70–80 cm	Profil im Bach bei Brücke, zwischen der B 299 und der Sulz, 140 cm Tiefe	brauner, lehmiger Sand	49,1434	11,4477	399,90	29.04.14
		106–106	Vegetation	Corylus	Waldrand, 200m westlich des Sulzbachs	Haselnuss	49,1442	11,4462	407,94	29.04.14
		106–107	Wasser	Brunnen	Dorfbrunnen an der Hauptstraße in Pollanten	Quellwasser vom Osthang, Brunnen fließt ständig	49,1417	11,4580	421,88	29.04.14
108	Eching	108–101	Boden	35–40 cm	Naturschutzgebiet in den Feldern zwischen Eching und Neufahrn	Loch neben Wurzelstock, gegraben bis zum Schotter, brauner Kulturboden, sehr steinig	48,2204	11,5323	482,70	02.05.14
		108–102	Vegetation	Corylus	Naturschutzgebiet in den Feldern zwischen Eching und Neufahrn	Haselnuss	48,2204	11,5323	482,70	02.05.14
		108–104	Wasser	Brunnen	Brunnen in Neufahrn, Am Anger 2	Brunnenwasser	48,3109	11,6613	472,14	02.05.14
111	Englschalking	111–101	Boden	35–45 cm	Englschalking, Baugrube Grundstück Barlowstr. 13, Profil ungestört	Schwarzerde , wenig Steine, Probe von Grenze zum unterlagernden Schotter	48,1589	11,6466	516,00	19.06.15
		111–102	Vegetation	Corylus	Englschalking, Baugrund Grundstück Barlowstr. 13	Haselnuss	48,1589	11,6466	516,00	19.06.15
112	Farchant	112–101	Boden	30–40 cm	Brandopferplatz am Spielleitenkopf	Profil gegraben, 40 cm tief, am Ostrand ehemaliger Grabungsfläche, Braunerde mit Kohlepartikeln und kalkigen Felsbruchstücken	47,5342	11,1014	805,87	04.08.14
		112–103	Vegetation	Corylus	In Nähe des Brandopferplatzes	Haselnuss vom Spielleitenkopf	47,5342	11,1014	805,87	04.08.14
		112–104	Wasser	Quelle	Wasser von der Spielleitenquelle	Wasser direkt aus der Quelle am Hang, Nähe Bodenprobe	47,5330	11,0997	802,02	04.08.14
114	Freising	114–101	Boden	60–65 cm	Nordecke des Dombergs, 20 m oberhalb THW–Standort, neben Stiege zum Bergkloster	Loch gegraben, Tiefe 65 cm, Erde mit viel Ziegelschutt, einheitliches Material über das gesamte Profil	48,3986	11,7473	459,45	02.05.14
		114–102	Vegetation	Corylus	Nordecke des Dombergs, 20 m oberhalb THW–Standort, neben Stiege zum Bergkloster	Haselnuss	48,3986	11,7473	459,45	02.05.14
		114–103	Wasser	Brunnen	Freising, Ländestr. 3	Wasser aus Gartenbrunnen, möglicherweise beeinträchtigt durch das nahe Isarufer	48,3906	11,7402	448,19	02.05.14
115	Griesstetten	115–101	Boden	110–120 cm	Profil am Hangfuß des Wolfsberges, Westseite, alter Prallhang der Urdonau, isolierter Berg vor der Altmühlschwemmebene, Hangstufe 120 cm Ackerboden–Wald	brauner, eisenreicher Sand mit schlecht gerundeten Malm–Kalkbrocken (Æ bis 5 cm); darüber Braunerde mit sandig–erdiger Zwischenlage (15 cm)	49,0290	11,6006	390,87	30.04.14
		115–102	Vegetation	Sambucus	direkt neben Probenpunkt 115–101	Holunder	49,0290	11,6006	390,87	30.04.14
		115–103	Wasser	Brunnen	Antoniusquelle in Dietfurt, Premenzhofer Weg 48, "Schütterer", Wasser des chinesischen Brunnen vor dem Rathaus in Dietfurt stammt aus Antonisquelle	Sinterquelle, Austritt am Steilhang des nordwestlich angrenzenden Hochplateaus	49,0391	11,5897	385,07	30.04.14

Fortsetzung Appendix Tabelle 1

FKNr	Proben-lokalität	PKZ	Materialtyp	Spezifikation	Ortbeschreibung	Charakteristik	°N	°O	Höhe [m ü.N.N.]	Datum der Probennahme
116	Grünwald	116–101	Boden	50–60 cm	am Südrand des bebauten Areals, abgezonener Bereich mit Baulager	Profil, 60 cm lehmige Braunerde mit Kristallingeröllen, darunter Schotter (M–Schotterebene), Probe direkt über Schotter	48,0373	11,5305	599,18	29.07.14
		116–102	Vegetation	Prunus	am Südrand des bebauten Areals, Heckenzug	Kirsche, wild	48,0373	11,5305	599,18	29.07.14
		116–103	Wasser	Brunnen	Wasserwerk Grünwald, Wasserleitung	eigene Wasserversorgung von Grünwald, Tertiärb Brunnen, ca. 50 m Tiefe, gefasst in Straßlach und südl. davon	48,0409	11,5216	598,60	29.07.14
118	Günzburg	118–101	Boden	120–125 cm	freies Grundstück mit abgetragenen Oberboden, Ausgrabung geplant, römisch	abgetragener Oberboden, Profil 125 m, schwarz–brauner Lehm ohne Steine (Auenlehm des Bubesheimer Bachs)	48,2437	10,7404	467,17	28.04.14
		118–104	Vegetation	Malus	Garten mit Obstbäumen, unbebaut	Apfelbaum	48,4531	10,2629	450,00	28.04.14
		118–105	Wasser	Brunnen	Garten mit örtlich geschlagenem Brunnen	Brunnen	48,4553	10,2657	457,70	28.04.14
		118–109	Wasser	Quelle	Orographisch rechte Seite der Günz, Donauprallhang, Austritt von Quellwasser im oberen Hangdrittel, obere Süßwassermolasse	klares Quellwasser, baut Sinterterrassen auf	48,4622	10,2877	468,22	28.04.14
121	Hofoldingen Forst	121–102	Vegetation	Sambucus	Kieswerk Rohrdorfer bei Otterfing, aktueller Abbau, Rand der Grube	Holunder auf Probenboden	47,9261	11,6816	657,34	29.07.14
		121–103	Wasser	Brunnen	Kieswerk Rohrdorfer bei Otterfing, aktueller Abbau	Rohrdorfer Wasser aus dem Kieswerk, eigener Brunnen, 80 m tief	47,9261	11,6816	657,34	29.07.14
125	Langengeisling	125–101	Boden	65–75 cm	Kiesgrube Fa. Kaiser, S Langengeisling, neue Grube S der Straße	Profil am Rand der Grube (Weizenfeld), 90 cm, Probe: Kulturboden, teil Schwarzerde zwischen Kieslagen mit Erde; darunter Schotter (M–Schotterebene)	48,3455	11,9407	432,01	31.07.14
		125–102	Vegetation	Juglans	Kiesgrube Fa. Kaiser, S Langengeisling, alte Grube N der Straße	Walnuss von Rand der alten Kiesgrube Kaiser (aufgelassen)	48,3455	11,9407	432,01	31.07.14
		125–103	Wasser	Teich	Kiesgrube Fa. Kaiser, S Langengeisling, neue Grube S der Straße	Wasser aus dem Grundwasserteich der in der neuen Kiesgrube steht	48,3455	11,9407	432,01	31.07.14
127	Manching	127–101	Boden	350 cm	Osttor des Keltenwall nahe Flughafen, Profil durch Wallanlage an Durchgang (Südseite), Wallhöhe ca. 4m	Wallbreite 28m, Probe 50 cm über Basis, 13 m vom Westrand; hellbrauner Feinsand mit Quarzkieseln, Æ bis 2cm (sehr einheitliches Material des ganzen Walls)	48,7152	11,5258	379,41	30.04.14
		127–102	Vegetation	Corylus	Osttor des Keltenwall nahe Flughafen, Profil durch Wallanlage an Durchgang (Südseite), Wallhöhe ca. 4m	Haselnuss direkt von Keltenwall	48,7152	11,5258	379,41	30.04.14
		127–103	Wasser	Brunnen	örtlicher Brunnen im Garten Manching, Rosenstr.	Grundwasser aus 4–5 m Tiefe, alter Brunnen zur Selbstversorgung	48,7190	11,4974	379,31	30.04.14
130	Obermenzing	130–101	Boden	45–55 cm	Obermenzing, Grandstr. 52, Baugrube innerhalb des Stadtbereichs	Nordkante der Baugrube, Profil einheitlich 60 cm mit Karbonatkieseln, darunter Schotter (umgelagert?)	48,1586	11,4626	531,20	29.07.14
		130–102	Vegetation	Corylus	Obermenzing, Grandstr. 52, Baugrube	Haselnuss direkt oberhalb der Baugrube	48,1586	11,4626	531,20	29.07.14
		130–103	Wasser	Fluss	Würm, ca. 200m entfernt von 130–101	Wasser aus dem Fluss Würm	48,1579	11,4584	524,33	29.07.14
131	Pestenacker	131–101	Boden	90–105 cm	Lage unterhalb Nord-Süd-verlaufender Lechterrasse, Profil im Loosbach, Südufer, 120 cm	Schwarzerde, Kulturboden	48,1459	10,9488	571,50	01.05.14
		131–104	Wasser	Brunnen	alter Brunnenschacht in Pestenacker, Hauptstr. 15	Brunnenwasser aus 3.5 m Tiefe	48,1540	10,9442	574,53	01.05.14
		131–103	Vegetation	Corylus	–	Haselnuss	48,1459	10,9488	571,50	

Fortsetzung Appendix Tabelle 1

FKNr	Proben-lokalität	PKZ	Materialtyp	Spezifikation	Ortbeschreibung	Charakteristik	°N	°O	Höhe [m ü.N.N.]	Datum der Probennahme
132	Poing	132-101	Boden	35–40 cm	im Acker, ca. 10 m E Plieninger Str, Nähe Kreuzung Westring	Loch im Acker gegraben, einheitliches Material: lehmige Braunerde mit gerundeten Kalkgeröllen	48,1798	11,8094	519,00	30.07.14
		132-102	Wasser	Brunnen	Brunnen in privatem Garten, Rosenstr. 27	Brunnenwasser aus ca. 6 m Tiefe	48,1793	11,8073	522,96	30.07.14
		132-103	Vegetation	Corylus	Parkplatz der Schrebergartensiedlung am Westring	Haselnuss	48,1798	11,8094	519,00	30.07.14
136	Trudering	136-101	Boden	35–45 cm	Trudering, Neubaugebiet Haffstr., ESE anschließendes Feld, neue Baugrube am Horst-Salzmänn-Weg	Profil auf nicht mehr bestelltem Acker, 60 cm, darunter Schotter (M-Schotterebene), Probe: Braunerde mit kleinen Kieseln, Ackerboden ungestört	48,1194	11,6663	532,47	30.07.14
		136-102	Vegetation	Juglans	Trudering, Neubaugebiet Haffstr., ESE anschließendes Feld, neue Baugrube am Horst-Salzmänn-Weg	Haselnuss vom Rand des benachbarten Sportplatzes	48,1194	11,6663	532,47	30.07.14
		136-103	Wasser	Brunnen	Trudering, Privater Brunnen, Windbauerstr.	Privater Brunnen, ca. 7m Wassertiefe	48,1211	11,6803	535,00	07.04.16
137	Unter-haching	137-101	Boden	70–80cm	Unterhaching, Bozaunweg 8, freies Grundstück an der Kreuzung, alte Baugrube, Graben für Fernwärme, Boden teilweise umgelagert	Bodenprofil (siehe Zeichnung), >100 cm tief, Abstand zur Straße ca. 1m, Probe: lehmige Braunerde mit Kieseln (Æ bis 3 cm) – original, ab 1 m Tiefe Schotter mit Erde	48,0605	11,6257	560,93	30.07.14
		137-102	Vegetation	Corylus	entsprechend 137-101	Haselnuss	48,0605	11,6257	560,93	30.07.14
		137-103	Wasser	Brunnen	Friedhof Unterhaching	regionales Brunnenwasser, eigene Quelle	48,0590	11,6261	593,82	30.07.14
138	Waging	138-101	Boden	100–110 cm	Baustelle Turnhalle neben Friedhof	Seeton, gelblich bis schwärzlich, ein paar kleine Kiesel; Probe ca. 50 cm unter Ackerbodengrenze	47,9334	12,7389	466,00	27.04.15
		138-102	Vegetation	Corylus	Hangquelle bei St. Leonhard/Wonneberg im Wald	Haselnuss	47,9206	12,7227	559,00	27.04.15
		138-103	Wasser	Brunnen	Hangquelle bei St. Leonhard/Wonneberg im Wald, Brunnentiefe ca. 2 m	Quellwasser	47,9206	12,7227	559,00	27.04.15
140	Gernlinden	140-101	Boden	20–30 cm	Acherrandprofil am östlichen Ortsrand gegraben	Braunerde mit Geröllen, darunter hellbrauner Sand mit Steinen (bis 2cm Æ)	48,2078	11,2957	515,40	01.08.14
		140-102	Vegetation	Corylus	neben Ackerrandprofil	Haselnuss	48,2078	11,2957	515,40	01.08.14
		140-103	Wasser	Brunnen	Brunnenwasser an Kreuzung Hans-Wegmannstr./Anzengruberstr.	örtliches Grundwasser	48,2095	11,2974	518,75	01.08.14
143	Aubing	143-101	Boden	40–50 cm	abgezogene Freifläche an der A99/Bodenseestr., Freifläche mit intaktem Bodenprofil, SE-Rand der Freifläche	Profil 50 cm gegraben, Probe: Braunerde mit wenigen Karbonatgeröllen; darunter Schotter (M-Schotterebene)	48,1385	11,3963	552,52	29.07.14
		143-102	Vegetation	Juglans	Gut Streifach nahe Freiham	Walnuss	48,1323	11,3949	550,77	29.07.14
		143-103	Wasser	Brunnen	Gut Streifach nahe Freiham	Brunnenwasser aus Gut Streifach, eigener Brunnen, 20 m Tiefe	48,1232	11,3944	554,38	29.07.14
144	Forstinning	144-102	Wasser	Brunnen	neue Kiesgrube Hörgstetter	Grundwasser aus eigenem Brunnen der neuen Kiesgrube	48,1600	11,9134	513,71	31.07.14
		144-103	Vegetation	Corylus	neue Kiesgrube Hörgstetter	Haselnuss vom Rand der neuen Kiesgrube	48,1600	11,9134	513,71	31.07.14
147	Wehringen	147-101	Boden	60–70 cm	Ausgrabung in Wehringen, SE Römerstr., 500m NE Ortsrand, abgetragener Oberboden (10 cm), Brandgrube	Kulturboden, schwärzlich-brauner sandiger Lehm, mehrere Brandgruben (bis 180 cm Tiefe), darunter gräulicher, toniger Sand	48,2516	10,8101	537,07	01.05.14
		147-104	Vegetation	Malus	neben Ausgrabungsgelände	Apfelbaum	48,2516	10,8101	537,07	01.05.14
		147-105	Wasser	Brunnen	Wehringen, Brückenstr. 5, alter Bauernbrunnen	Brunnenwasser, ca. 5 m Tiefe	48,2464	10,8000	529,73	01.05.14

Fortsetzung Appendix Tabelle 1

FKNr	Proben-lokalität	PKZ	Materialtyp	Spezifikation	Ortbeschreibung	Charakteristik	°N	°O	Höhe [m ü.N.N.]	Datum der Probennahme
148	Schwab-münchen	148-101	Boden	110-120 cm	Rundwanderweg auf Wallanlage (Turm), namenloser Bach in westl. Auenfeld, Profil in Bachanschnitt bei Brücke, 120 cm	grauer sandiger Ton (Auenlehm) ohne Steine, darüber Ackerboden mit grauen und gelblichen Kalkbrocken, viel Keramikschnitt auf den Feldern	48,1790	10,7404	557,04	01.05.14
		148-102	Vegetation	Corylus	am Bach o. Namen, 200 m weiter nördlich	Haselnuss auf Auenlehm	48,1803	10,7396	558,62	01.05.14
		148-107	Wasser	Brunnen	Gartenbrunnen in der Kreuzoggenstr. 11	Brunnenwasser	48,1727	10,7621	567,16	01.05.14
149	Erding	149-101	Boden	35-40 cm	abgezogene Ausgrabungsfläche, östlich der Grundschule am Ludwig-Simmet-Anger	Profil, 100 cm, Südseite der Ausgrabung, Nähe Rennfeldweg, Grube mit schwarzbrauner Erde unter 35 cm rezentem Kulturboden, darunter weißer Kalksinter auf lehmiger Basis	48,2973	11,9125	466,45	02.05.14
		149-102	Vegetation	Fraxinus	auf dem Grundstück der Grundschule am Ludwig- Simmet-Anger	Esche	48,2973	11,9125	466,45	02.05.14
		149-103	Wasser	Brunnen	Garten-Grundstück Ecke Edelweiß-/Haagerstr. (neben Grundschule)	Wasser aus geschlagenem Gartenbrunnen	48,2973	11,9125	466,45	02.05.14
150	Steinebach	150-101	Boden	20 cm	Lichtung im Wald, markiertes Bodendenkmal an höchster Stelle	Wurzelbereich von umgestürzter Fichte, lehmiger Moränengeschiebe, v.a. Kalkgerölle	48,0501	11,1911	605,00	27.04.15
		150-104	Vegetation	Fraxinus	Lichtung im Wald, markiertes Bodendenkmal an höchster Stelle	Esche	48,0507	11,1913	590,00	17.06.15
		150-105	Wasser	Grundwasser- überlauf	Grundwasserfassung mit Häuschen, Überlauf in benachbarten Bach	Überlauf regionaler Wasserversorgung, an Bahnlinie	48,0494	11,2064	569,00	18.06.15
151	Aschheim	151-101	Boden	25-35 cm	auf dem Acker nahe der Deutsche Post Station	Grabung: 25 cm rezenter Humus, Roterde (Kulturboden), Schotter: kleinkörnig - sandig mit gerundeten Kieseln	48,1622	11,7366	520,74	31.07.14
		151-102	Vegetation	Corylus	nahe 151-101	Haselnuss	48,1622	11,7366	520,74	31.07.14
		151-103	Wasser	Brunnen	Brunnen in Parkgelände	eigenes Brunnenwasser	48,1624	11,7139	516,35	31.07.14
153	Kirchheim	153-101	Boden	120-130 cm	Baugrube Hausener/ Ecke Schranerstr.	Profil in Baugrube, ca. 185 cm, Probe: schwarzbrauner Lehm (ca. 25cm mächtig) 10 cm über Schotter, bedeckt durch junge Aufschotterung (ca. 1m); Schotter im Untergrund zeigt Gradierung, nach unten zunehmend kristalliner Anteil (ca. 60 cm ausgeschlossen)	48,1757	11,7519	524,98	31.07.14
		153-102	Wasser	Brunnen	Kirchheim, Kreuzstr. 4, Brunnen im Bauernhof	Brunnenwasser, eigene Quelle	48,1650	11,8334	521,56	31.07.14
		153-103	Vegetation	Corylus	Schranerstr. , Kirchheim	Haselnuss	48,1757	11,7519	524,98	31.07.14
154	Klein-aitingen	154-102	Vegetation	Corylus	neben der Kiesgrube	Haselnuss	48,2256	10,8474	539,65	01.08.14
		154-103	Boden	0-25 cm	Bodenprobe aus Baustellenprofil am nördlichen Ortsrand, Ulrichstr.	Mutterboden, Braunerde mit grobkörnigen Geröllen (bis 3 cm Æ), darunter Flussschotter	48,2221	10,8473	540,04	01.08.14
		154-104	Wasser	Becken	Grundwasser vom Sportplatz in Oberattmarshausen	Kneip-Tretbecken gespeist von tiefen Grundwasser	48,2348	10,8649	536,16	01.08.14
155	Königs-brunn	155-101	Boden	35-45 cm	Baustellenprofil Ecke Bürgermeister Wohlfahrtstr./ Römeralle	Mutterboden (Braunerde), tiefste Lage direkt auf verfestigtem, gelblich-weißem Sand, darunter Kies	48,2649	10,8850	518,37	01.08.14
		155-102	Vegetation	Corylus	am Lechfeldgraben	Haselnuss	48,2599	10,8746	526,05	01.08.14
		155-103	Wasser	Brunnen	Königsbrunn, Weidenstr. 42, Gartenbrunnen	örtliches Grundwasser	48,2529	10,9001	528,61	01.08.14
157	Zuchering	157-102	Vegetation	Corylus	nahe Probenpunkt 157-101, am Siedlungsrand	Haselnuss	48,7079	11,4115	370,00	17.06.15
		157-103	Wasser	Brunnen	Wasser aus Brunnen, St. Blasiusstr. 30A	Grundwasser aus ca. 3 m Tiefe	48,7109	11,4139	370,00	17.06.15

Fortsetzung Appendix Tabelle 1

FKNr	Proben- lokalität	PKZ	Materialtyp	Spezifikation	Ortbeschreibung	Charakteristik	°N	°O	Höhe [m ü.N.N.]	Datum der Probennahme
158	Garching	158–102	Vegetation	Corylus	Waldrand am Schwimmbad	Haselnuss	48,1348	12,5981	438,00	18.06.15
		158–103	Wasser	Fluss	Wasser aus Brunnen im Schwimmbad	regionales Hangwasser, im alten Flussbett der Alz gefasst, Tiefe ca. 5 m	48,1348	12,5981	438,00	18.06.15
164	Kelheim	164–102	Vegetation	Corylus	Weg zur Befreiungshalle, Waldweg, 30m nach Ende des Teerwegs (Spitzkehre)	Haselnuss	48,9187	11,8641	384,00	17.06.15
		164–103	Wasser	Brunnen	Stadtwater von Kehlheim	Wasser aus den "Weißen Brauhaus", Hangwasser von 2 Brunnen in der Stadt	48,9187	11,8641	345,00	17.06.15
165	Künzing	165–102	Vegetation	Corylus	kleines Wäldchen am östl. Ortsrand, 125 m nach letztem Haus	Haselnuss	48,6697	13,0879	312,98	17.06.15
		165–103	Wasser	Brunnen	Windgasse 10, Kindergarten, Brunnen	Wasser aus Brunnen im Garten Windgasse 10, ca. 7 m tief	48,6702	13,0791	314,10	17.06.15
166	Langweid	166–101	Boden	55–60 cm	Baustelle in Neubaugebiet, Baugrube ca. 3–4 m tief, verschiedene Bodenhorizonte auf Schotter	mergeliger, grauer Ton und Scharzerde mit grundeten Kalkgeröllen	48,4945	10,8555	459,00	10.05.16
		166–102	Vegetation	Corylus	Haselnuss vom Ortsrand	Haselnuss	48,4961	10,8558	443,00	10.05.16
		166–103	Wasser	Brunnen	Brunnenwasser, Neubaugebiet, Schillerstr. 4	Grundwasser, Tiefe ca. 5,5 m	48,4945	10,8555	459,00	10.05.16
167	Kempten	167–101	Boden	40–45 cm	Steilhang zur Iller am Chapius–Türmchen bei "kleiner Therme" im Archäologiepark Cambodunum	Braunerde aus gegrabenen Loch; fraglich ob Originalboden(?), eventuell aufgeschüttet	47,7251	10,3260	682,00	10.05.16
		167–102	Vegetation	Corylus	Vegetation aus dem Park	Haselnuss	47,7251	10,3260	682,00	10.05.16
		167–103	Wasser	Quelle	Hangwasser, gefasste Quelle neben Gartensiedlung, kleiner Teich	Hangwasser aus Quelle	47,7401	10,3217	677,00	10.05.16
202	Biberwier	202–102	Vegetation	Corylus	Via Claudia, 100 m nördlich 202–101	Haselnuss	47,3814	10,8971	981,85	26.06.13
		202–103	Wasser	Brunnen	Dorfbrunnen, Mösele 27	Wasser aus Dorfbrunnen in Biberwier, Mösele 27	47,3814	10,8916	1000,72	26.06.13
203	Brixlegg	203–101	Boden	25 cm	Mariahilfberg, Kreuzweg, Verebnung unterhalb Kirchlein	Braunerde auf Fels, mit Karbonat, eckig	47,4312	11,8823	630,57	18.06.13
		203–102	Wasser	Brunnen	Mariahilfberg, Kreuzweg	Brunnen Bauernhof unterhalb 203–101	47,4312	11,8838	605,82	18.06.13
		203–104	Vegetation	Corylus	Mariahilfberg, Verebnung unterhalb Kirchlein	Haselnuss, 50m N 203–1	47,4312	11,8838	605,82	18.06.13
204	Ehrwald	204–103	Wasser	Brunnen	Dorfbrunnen, Kirchplatz		47,3990	10,9186	998,24	26.06.13
		204–104	Vegetation	Corylus	nördlich Ortsrand	Haselnuss	47,3990	10,9186	998,24	26.06.13
205	Fritzens	205–101	Boden	70–80 cm	Neubau, Weingarten 16	schwarzer Lehm Boden, wenig Steine	47,3076	11,5871	648,46	20.06.13
		205–102	Wasser	Brunnen	Gemeindebrunnen am Rathaus		47,3067	11,5891	613,10	20.06.13
206–101		Boden	100–110 cm	neben Gestüt Schindlhof	lehmiger Sand mit Kristallingeröllen (Moräne)	47,3107	11,5895	805,00	20.06.13	
206–102		Vegetation	Corylus	neben Gestüt Schindlhof	Haselnuss	47,3107	11,5895	805,00	20.06.13	
206–104		Wasser	Quelle	neben Gestüt Schindlhof	Quellwasser an Austritt	47,3117	11,5914	816,34	20.06.13	
207	Imst	207–102	Vegetation	Prunus	Parkplatz hinter Landesgericht	Kirschbaum	47,2399	10,7382	816,83	25.06.13
		207–103	Wasser	Brunnen	Schutzengelbrunnen		47,2419	10,7383	802,90	25.06.13
211	Innsbruck Wilten	211–102	Wasser	Brunnen	Westmauer der Stiftskirche	Wasser aus dem Brunnen an der Westmauer der Stiftskirche	47,2532	11,3998	610,73	03.08.14
		211–103	Vegetation	Corylus	Grund der Tankstelle bei Stiftskirche	Haselnuss aus dem Stadtareal	47,2551	11,3983	603,54	03.08.14
212		212–101	Boden	70–80 cm	Verebnungsfläche Pkt 2, Böschung Grube	schwach lehmiger Sand mit schwach gerundeten, Kristallin- und Karbonatgeröllen, 2m bis Grubengrund	47,2477	11,4007	726,45	21.06.13
		212–102	Vegetation	Corylus	Verebnungsfläche Pkt 2	Haselnuss	47,2477	11,4007	726,45	21.06.13

Fortsetzung Appendix Tabelle 1

FKNr	Proben-lokalität	PKZ	Materialtyp	Spezifikation	Ortbeschreibung	Charakteristik	°N	°O	Höhe [m ü.N.N.]	Datum der Probenahme
215	Innsbruck Kalvarienberg	215–101	Boden	30 cm	Straßenanschnitt bei Neubau	Braunerde mit Kristallingeröllen (unter Murenschutt)	47,2850	11,4112	625,94	21.06.13
		215–102	Wasser	Brunnen	Dorfbrunnen, Schule von Mühlau		47,2834	11,4128	630,11	21.06.13
		215–103	Wasser	Brunnen	Kalvarienberg, Brunnen bei Kirche		47,2849	11,4128	624,84	21.06.13
		215–104	Vegetation	Corylus	Kalvarienberg, Kreuzweg	Haselnuss	47,2849	11,4128	624,84	21.06.13
217	Kirchbichl	217–101	Boden	25 cm	50m SSW Kirche, in der Mulde	Braunerde, direkt auf Fels (Karbonat)	47,4953	12,0830	587,38	18.06.13
		217–102	Wasser	Quelle	Quelle an der Nordseite, Hangfuß	tropfenweise	47,4964	12,0856	531,21	18.06.13
221	Kundl	221–104	Wasser	Brunnen	Kiesgrube, westl. Bürogebäude,	Wasser aus eigenem Brunnen der Kiesgrube, Tiefe 10–12 m	47,4707	12,0129	521,47	06.08.14
		221–105	Vegetation	Corylus	Kiesgrube, westlich Bürogebäude, nahe Waage	Haselnuss	47,4707	12,0129	521,47	06.08.14
		223–102	Boden	15 cm	Kiesgrube, westl. Bürogebäude, Profilwand, unterer Horizont	Vegetationshorizont (schwarz) unterhalb 223–101	47,4707	12,0130	522,48	17.06.13
		224–103	Wasser	Bach	alter Abbau, vom Zenzenbach übertieft, im Bachbett (kristalline Trümmernmassen)	Wasser aus dem Zenzenbach	47,4681	12,0187	573,00	17.06.13
227	Matrei	227–100	Vegetation	Sambucus		Holunder	47,1392	11,4552	1009,78	22.06.13
		227–105	Wasser	Bach	Bach östlich Gschleirsbühel		47,1626	11,4401	938,11	22.06.13
229	Mieming	229–101	Boden	20 cm	am alten Kreuzweg zur Kirche	Erde mit Kalkbruchstücken	47,2820	10,9626	792,00	24.06.13
		229–102	Vegetation	Corylus	am alten Kreuzweg zur Kirche	Haselnuss	47,2820	10,9626	792,00	24.06.13
230	Pfaffen- hofen	230–102	Boden	100–130 cm	100m westlich Ruine, Lichtung, Holzplatz	weicher, grauer Lehm	47,2937	11,0783	860,19	24.06.13
		230–103	Vegetation	Corylus	100m westlich Ruine, Lichtung, Holzplatz	Haselnuss	47,2937	11,0783	860,19	24.06.13
		230–106	Wasser	Brunnen	Haus unterhalb Burgturm, am Weg	aus dem Hausbrunnen	47,2949	11,0799	822,12	24.06.13
231	Roppen	231–102	Wasser	Brunnen	Holzbrunnen neben der Kirche		47,2213	10,8170	758,69	25.06.13
		231–103	Vegetation	Corylus	nördlich der Kirche	Haselnuss	47,2213	10,8170	758,69	25.06.13
232	Innsbruck Völs	232–106	Vegetation	Juglans	Umgebung der offenen Baugrube zwischen Eisenbahn und Autobahn	Wallnusszweige	47,2536	11,3516	587,40	23.06.13
		232–111	Vegetation	Wurzelholz	ARGE Beton, Innsbruckerstr., Hangprofil	Wurzelholz von Wurzelstock	47,2500	11,3395	636,29	23.06.13
234	Vomp	234–102	Boden	125–150 cm	frisch gegrabenes Profil, gleiches Niveau wie 234– 101, ca. 10 m entfernt	wie 234–101, noch Bodenfeuchte erkennbar	47,3562	11,7001	540,84	19.06.13
		234–103	Vegetation	Corylus	neben 234–102, auf diesem Niveau gewachsen	Haselnuss	47,3562	11,7001	540,84	19.06.13
		234–104	Wasser	Brunnen	Dorfbrunnen in Vomp vor Haus Dorf 58	Brunnenwasser	47,3417	11,6817	577,00	06.08.14
235	Wenns	235–102	Wasser	Brunnen	Brunnen an der Straße	hoher Gasgehalt (trüb, klärt sich nach einigen Minuten)	47,1718	10,7305	1019,55	25.06.13
		235–103	Vegetation	Corylus	Brunnen an der Straße, 10 m oberhalb im Gebüsch	Haselnuss vom Probenareal	47,1718	10,7305	1019,55	25.06.13
236	Wiesing	236–101	Boden	50–60 cm	Kiesgrube Fa. Gubert, oberstes Niveau, Ausgang in den Wald, Bodenprofil (60cm)	hellbrauner, feiner-sandiger Lehm mit gerundeten Kristallingeröllen (Æ 3–7cm), teils schwarze Schlieren (alte Vegetation)	47,3954	11,7914	614,40	19.06.13
		236–103	Vegetation	Corylus	Kiesgrube Fa. Gubert, oberstes Niveau, Ausgang in den Wald	Haselnuss	47,3954	11,7914	614,40	19.06.13
		236–104	Wasser	Brunnen	Brunnen in Jenbach, Sieglsr. 17		47,3912	11,7783	555,00	

Fortsetzung Appendix Tabelle 1

FKNr	Proben-lokalität	PKZ	Materialtyp	Spezifikation	Ortbeschreibung	Charakteristik	°N	°O	Höhe [m ü.N.N.]	Datum der Probennahme
237	Ampass	237–101	Boden	50–60 cm	Feld 30 W Widumtor	Schwemmboden, dunkelbraun, Steine: Quarzphyllit, gerundet	47,2590	11,4580	636,00	25.10.13
		237–102	Wasser	Quelle	Feld 30 W Widumtor	Quellwasseraustritt in Entwässerungsgraben	47,2590	11,4580	636,00	25.10.13
		237–103	Vegetation	Corylus	Feld 30 W Widumtor	Haselnuss vom Waldrand	47,2590	11,4580	636,00	
		238–103	Wasser	Quelle	Ampass, Brunnen an der Römerstr. 11, neben Feuerwehrhaus	Ampasser Quellwasser	47,2639	11,4679	632,85	05.08.14
240	Birgitz	240–102	Vegetation	Corylus	Standort wie 240–101	Haselnuss	47,2404	11,2960	855,26	05.08.14
		240–103	Boden	70–80 cm	Birgitz bei Axams, archäolog. Grabung Hohe Birga, Fritzens–Sanzeno–Kultur, Südhang des Hügels, oberhalb der neuen Siedlung	Hanggrube mit Profil 2 bei Erklärungsschild "Die Rätische Siedlung von Hohenbirga", 80 cm tief, reiner gelblicher Sand (Tertiär?); Tertiärhügel mit Moränenüberdeckung; Herkunft: Mittelneolithikum ("Pollinger Kultur")	47,2404	11,2960	855,26	05.08.14
		240–104	Wasser	Quelle	Brunnen am Fuß des Berges, Anfang des markierten Weges	Quellwasser	47,2404	11,2975	837,88	05.08.14
241	Thaur	241–101	Boden	55–60 cm	Pfad auf den Kiechlberg, Anfahrt über gesperrte Straße (Schranke) mit "Jo" (Gemeinde Thaur)	Boden aus Müllgrube, E Randbereich, 60 cm Profil gegraben, 40 cm reine Erde, darunter Kulturboden mit Kalkbreccie (von Rumerspitze)	47,3035	11,4478	1026,35	06.08.14
		241–102	Wasser	Brunnen	Brunnen Dorfplatz 3 in Thaur	Brunnenwasser	47,2942	11,4729	639,39	06.08.14
		241–103	Vegetation	Corylus	Pfad auf den Kiechlberg, Anfahrt über gesperrte Straße (Schranke) mit "Jo" (Gemeinde Thaur)	Haselnuss vom Kiechlberg	47,3035	11,4478	1026,35	06.08.14
		241–104	Wasser	Quelle	Wasser aus der schwarzen Lacke, Quelle ca. 500 m westlich des Kiechlbergs (Bachlauf quert die Straße kurz oberhalb Abzeig Steig zum Kiechlberg bei Schranke)	Quellwasser, das wahrscheinlich schon im Mittelneolithikum	47,3026	11,4435	1054,09	06.08.14
242	Flintsbach	242–102	Vegetation	Corylus	Friedhofsmauer Flintsbach	Haselnuss	47,7266	12,1172	492,95	06.08.14
		242–103	Wasser	Brunnen	Brunnen an der Kirchenmauer in Flintsbach (Kiegerdenkmal)	Wasser stammt vermutlich aus überregionaler Wasserversorgung mit Brunnen oberhalb Flintsbach am N–Waldhang	47,7275	12,1230	487,97	06.08.14
243	Kitzbüchel	243–101	Boden	45–55 cm	ca. 150 m westlich Villa Melon, oberhalb Bachlauf neben Straße, Südhang, ca. 5 m hohe Uferböschung, Probe von oberem Drittel	sandiger Lehm, gelblich–braun mit grauen Schiefer–Bruchstücken	47,4513	12,3834	807,00	09.05.16
		243–102	Vegetation	Corylus	vom Bachufer	Haselnuss	47,4513	12,3834	807,00	09.05.16
		243–103	Wasser	Brunnen	Brunnenwasser vom Friedhof Lehenberg, ca. 300 m östlich Bodenprobe (mehrere Hangquellen)	gefasstes Hangwasser, läuft ständig	47,4493	12,3877	775,00	09.05.16
244	Fügen	244–102	Vegetation	Corylus	Ortsrand, 200 m südlich Unterhuben–Bauer, unterhalb Kirche am Hügel	Haselnuss	47,3290	11,8450	640,02	06.08.14
		244–103	Wasser	Brunnen	Fügen, Ortsteil Kapfing, Pankratzberg, Bauer Unterhuben, Familie Zeller	Wasser aus der Wasserleitung (Brunnen im Garten), Herkunft aus örtlicher Quelle oberhalb am Berg	47,3318	11,8473	625,09	06.08.14
245	Volders	245–101	Vegetation	Corylus	Hangfuß der Innterrasse, Feldweg, Abzweig von Klosterstr. an Biegung	Haselnuss vom Hang oberhalb 245–101	47,2835	11,5592	570,16	06.08.14
		245–102	Wasser	Brunnen	Stadtbrunnen an der Hauptstr. Neben Schule in Volders	Brunnenwasser	47,2876	11,5665	565,98	06.08.14

Fortsetzung Appendix Tabelle 1

FKNr	Proben-lokalität	PKZ	Materialtyp	Spezifikation	Ortbeschreibung	Charakteristik	°N	°O	Höhe [m ü.N.N.]	Datum der Probennahme
246	Ellbögen	246–102	Wasser	Brunnen	Brunnen an der Kirchenmauer von St. Peter	Brunnenwasser	47,1857	11,4297	1074,01	05.08.14
		246–103	Vegetation	Corylus	Büsche oberhalb der neuen Siedlung hangaufwärts	Haselnuss	47,1857	11,4323	1070,93	05.08.14
247	Karrösten	247–102	Wasser	Brunnen	Brunnenwasser vom Friedhof Karrösten	Brunnenwasser	47,2255	10,7685	932,69	04.08.14
		247–103	Vegetation	Corylus	Wiesenweg unterhalb Kirche bis zum Bergsturzfächer	Haselnuss	47,2250	10,7706	933,38	04.08.14
248	Telfs	248–101	Vegetation	Corylus	Hang, 4 m oberhalb Fußballplatz am Ematsbödele	Haselnuss	47,3140	11,0670	711,70	04.08.14
		248–102	Wasser	Brunnen	Brunnen neben Sportler–Vereinsheim	Wasser von lokaler Hangquelle am Ematsbödele	47,3133	11,0659	708,43	04.08.14
249	Innsbruck Amras	249–101	Vegetation	Corylus	im Park von Schloss Ambras, kleine Kapelle am unteren Ende des Parks nahe Autobahn	Haselnuss	47,2582	11,4343	620,29	05.08.14
254	Obereching	254–101	Boden	90–95 cm	private Kiesgrube auf Bauernhof, südlicher Ortsrand	verschiedene Horizonte mit Kulturboden, Bodenprofil 100 cm, Probe = Lehm mit kleinen Kristallin– und Karbonatgeröllen (Æ 1 cm), darunter Kies	47,9684	12,8898	415,00	18.06.15
		254–102	Vegetation	Corylus	bei Hangquelle im Wald	Haselnuss	47,9748	12,8968	420,00	18.06.15
		254–103	Wasser	Brunnen	offene Hangquelle oberhalb "Wirt z'Eching", dort gefasster Brunnen	offene Hangquelle im Wald oberhalb der Wirtschaft	47,9748	12,8968	420,00	18.06.15
255	Bischofs-hofen	255–101	Boden	40–50 cm	Pestfriedhof, Pkt 589–1, am Hang	Hangschutt, lehmige Braunerde mit Bruckstücken von grünlichem und gelblichem Phyllit	47,4089	13,2111	606,00	09.05.16
		255–102	Vegetation	Corylus	ca. 100m südlich von Bodenprobe	Haselnuss	47,4089	13,2111	606,00	09.05.16
		255–103	Wasser	Bach	kleiner Seitenbach bei Holzbrücke über großen Bach (am Wanderweg)	Hangwasser 100 m von Quelle	47,4101	13, 209383	673,00	09.05.16
256	Saalfelden	256–101	Boden	45–50 cm	Bodenprobe aus Obstgarten Taxauer Weg 21/ Ramseiden 5; direkt im Grabungsfeld, Loch gegraben	Braunerde ohne Steine	47,4186	12,8610	770,00	25.07.17
		256–102	Wasser	Quelle	Auslass an Wasserspeicher	Quellwasser beprobt mit Wasserobermann Adam Herzog	47,4277	12,8861	875,00	25.07.17
		256–104	Vegetation	Alnus	kleines Wäldchen neben Lokalität 256–101	Erle	47,4195	12,8620	772,00	25.07.17
301	Brixen	301–101	Boden	28–59 cm	aus Grabung, Villa Dominik, Stufels A, Sektor DD1–DDD1, U–Str. LF.H., Tg II	feinkörniger, toniger, dunkelgrauer Sand mit gerundeten Kieseln, aus Depot Frangart				22.10.13
		301–103	Boden	US LF.C/MS	aus Grabung, Villa Dominik, Stufels A, Sett. C2–B2–B3	von Trockenmauer A, sehr feinkörnig, sandig, eckige Kiesel, bräunlich, aus Depot Frangart				22.10.13
302		302–101	Boden	75–85 cm	aus Graben für Gasleitung im Garten der Villa Plaikner, Elvaserstr. 5, Brixen (gegenüber Villa Kranebitt), Profiltiefe 1,5 m	feiner Sand	46,7189	11,6598	553,31	21.10.13
		302–104	Vegetation	Corylus	Garten der Villa Plaikner, Elvaserstr. 5, Brixen (gegenüber Villa Kranebitt)	Haselnuss aus dem Garten	46,7189	11,6598	553,31	21.10.13
		302–105	Wasser	Brunnen	Wasser aus dem Antonius–Brunnen in Brixen (Trinkwasser)	Herkunft des Wassers ist unbekannt	46,7165	11,6580	603,95	14.06.14

Fortsetzung Appendix Tabelle 1

FKNr	Proben-lokalität	PKZ	Materialtyp	Spezifikation	Ortbeschreibung	Charakteristik	°N	°O	Höhe [m ü.N.N.]	Datum der Probennahme
304	Latsch	304–103	Boden	300–310 cm	an der Staatsstr. 38, im Norden, Notgrabung an der Gasleitung neben Straße Probe Archäologisches Archiv Bozen	Bodenprobe aus Nekropole (Sektor B) an Straßenrand, Feinsand, hellbraun, eckige Kristallinbruchstücke, Tiefe unter Grasnarbe (in Straßenniveau, geneigtes Hangprofil)	46,6220	10,8517	647,56	23.10.13
		304–104	Wasser	Quelle	am Nordhang oberhalb Kastelbell	Quellwasser vom Nordhang oberhalb Kastelbell, sollte Wasser der Latscher Siedlung entsprechen	46,6095	10,9102	1237,91	23.10.13
		304–105	Vegetation	Fraxinus	am Nordhang oberhalb Kastelbell	Esche vom Waldrand bei Feichthof	46,6095	10,9102	1237,91	23.10.13
308	Pfatten	308–105	Boden	80–90 cm	eingezäuntes Areal, Steinbruch im Porphy, eisenzeitliches Siedlungsareal, Profil an Böschung zur Straße nach Kreith	Sand mit Porphybruchstücke und rötlicher Kulturschicht	46,3814	11,2849	245,58	24.10.13
		308–106	Vegetation	Acacia	eingezäuntes Areal, Steinbruch im Porphy, eisenzeitliches Siedlungsareal	Akazie	46,3814	11,2849	245,58	24.10.13
		308–108	Wasser	Brunnen	Brunnen in der Gärtnerei der Landwirtschaftlichen Lehranstalt	Quellwasser, gesammelt direkt am Hangfuß im Quarzporphy (Brunnen in der Gärtnerei)	46,4168	11,2734	213,81	25.10.13
310	Sanzeno	310–102	Boden	10 cm	Grabung direkt oberhalb des Museums von Sanzeno (bisher nur angegraben)	10x10cm Bereich, mittelbrauner Sand mit vielen gerundeten Gesteinsbruchstücken (rötlicher Sandstein, weißer Dolomitmarmor)	46,3702	11,0802	683,03	24.10.13
		310–103	Vegetation	Malus	oberhalb des Museums in Sanzeno	Apfelbaum	46,3702	11,0802	683,03	24.10.13
		310–104	Vegetation	Corylus	oberhalb des Museums in Sanzeno	Haselnuss	46,3702	11,0802	683,03	24.10.13
		310–105	Wasser	Brunnen	Dorfbrunnen in Ortsmitte von Sanzeno	Herkunft des Wassers unbekannt	46,3656	11,0743	659,52	24.10.13
311	Zambana	311–102	Boden	0 cm	Grabungsareal in Kiesgrube am Felshang, eisenzeitliche Hangsiedlung bei Zambana vecchia	dunkelbrauner sandiger Lehm, feinkörnig mit Gesteinsbruchstücken, direkt aus Siedlung, außerhalb Haus	46,1670	11,0812	193,75	24.10.13
		311–105	Vegetation	Fraxinus	Buschvegetation auf Ausgrabungsstätte	Esche	46,1585	11,0724	193,75	24.10.13
		311–106	Wasser	Brunnen	Wasser aus Brunnen neben Kirche in Zambana Vecchia	Herkunft des Wassers unbekannt, Wasserstelle mit Hahn	46,1585	11,0724	213,10	24.10.13

A 2 Laborutensilien und Chemikalien

Appendix Tabelle 2 Verwendete Laborutensilien und Geräte.

Bezeichnung	Spezifizierung	Firma
Bandsäge	HBS20	Scheppach
Feinwaage	Explorer EX125D (0,01 mg; 0,1 mg)	OHAUS®
Feststoffmassenspektrometer	mit fixem Multikollektor MAT 261 (TIMS))	Firma Finnigan
Filter für Säulen	Poröse Platte, HDPE, 35 µm	Reichert Chemietechnik GmbH & Co.
Filterpapier	MN 640	Macherey-Nagel
GAAS	contraA® 800	Analytik Jena AG
Handsäge	FBS 240/E	Proxxon
Heizplatte	SLK 2	Schott
Heizplatte 3	PTFE hotplater ICP 300, säurefest	Stuart
Heizplatte2	500	Ceran
HT-O Pyrolyseofen		HEKAtech
ICP-OES	Optima 3200 XL	PerkinElmer
Isotopenverhältnis-Massenspektrometer	Delta V Advantage	Thermo Fisher Scientific
Kugelschwingmühle	Typ MM200	Retsch
Laborglaswaren		Schott Duran
Latexhandschuhe		Roth
Mahlbecher und Kugeln	Zirkon	Retsch
Messer	rostfrei	Opinel
Mikrowellenaufschluss-Behälter	MPV 100	MLS
Mikrowellenaufschlussgerät	Ethos	MLS
Muffelofen	M 104	Heraeus
PE-Enghalsflaschen	10 mL	A. Hartenstein
Pipetten	diverse Volumen	Eppendorf
Pipettenspitzen	Standard Universal	Roth
Porzellantiegel	verschiedene Größen, Typ 79 MF	Haldenwanger
Prüfsieb	DIN 4188 0,5 mm	Retsch
PTFE-Würfel	5 und 15 mL	Roland Vetter Laborbedarf OHG
Rotilabo®-Probenbeutel	LDPE, verschiedene Größen	Roth
Safe-Lock Tube	2 mL	Eppendorf
Schnappdeckelgläschen	10 mL, Rollrand	Carl Roth GmbH und Co.KG
Schrumpfschlauch	Teflon (PTFE), 12,7 mm/3,66 mm	Mauritz Communication & Electronics
Strontium-Abzug	Captair SD321	Erlab
teflonbeschichteter Spatel/Pinzette		Roth
Trockenschrank	T5050	Heraeus
Wägebapier	90 x 115 mm	Macherey-Nagel
Zellkulturflaschen	Cellstar®, 250mL, steril	Greiner bio-one
Zentrifuge	2 K15	Sigma

Appendix Tabelle 3 Informationen zu den benutzten Chemikalien und Lösungen.

Bezeichnung	Spezifizierung	Firma
bi-distilliertes Wasser	H ₂ O doppelt destilliert	Roth
Bromwasserstoffsäure	0,5 N HBr	Roth
Certipur ICP-Multielement Standard IV	1000mg/L	Merck
Certipur Strontium-Standardlösung	1000 mg/L	Merck
IAEA 601	Benzoessäure	International Atomic Energy Agency
IAEA 602	Benzoessäure	International Atomic Energy Agency
konzentrierte Ameisensäure	> 98 % HCOOH	Roth
konzentrierte Salpetersäure	≥ 65 % HNO ₃ ; Supra-Qualität	Roth
konzentrierte Salzsäure	35 % HCl; Supra-Qualität	Roth
Pb Resin	Dowex (1x8)	Sigma-Aldrich
Perchlorsäure	HClO ₄	Roth
Salpetersäure ultra	≥ 65 % HNO ₃ , Ultra-Qualität	Roth
Sr Resin	50-100 µm Partikelgröße	TrisKem International
SRM 1400	Bone Ash	National Bureau of Standards and Technology, Gaithersburg, MD, USA
SRM 987	SrCO ₃ Strontiumcarbonat	National Bureau of Standards and Technology, Gaithersburg, MD, USA
SRM 982	Equal-Atom Lead Isotopic Standard	National Bureau of Standards and Technology, Gaithersburg, MD, USA
α-Cellulose-Norm Standard		Sigma-Aldrich

B Strontium

Appendix Tabelle 4 Sammlung aller Strontiumisotopen- und Konzentrationsmessungen. Mit FKNr = Fundortkennnummer, PKZ = Probenkennzeichnung, c(Sr) = Strontiumkonzentration, SE = Standardfehler, SD = Standardabweichung

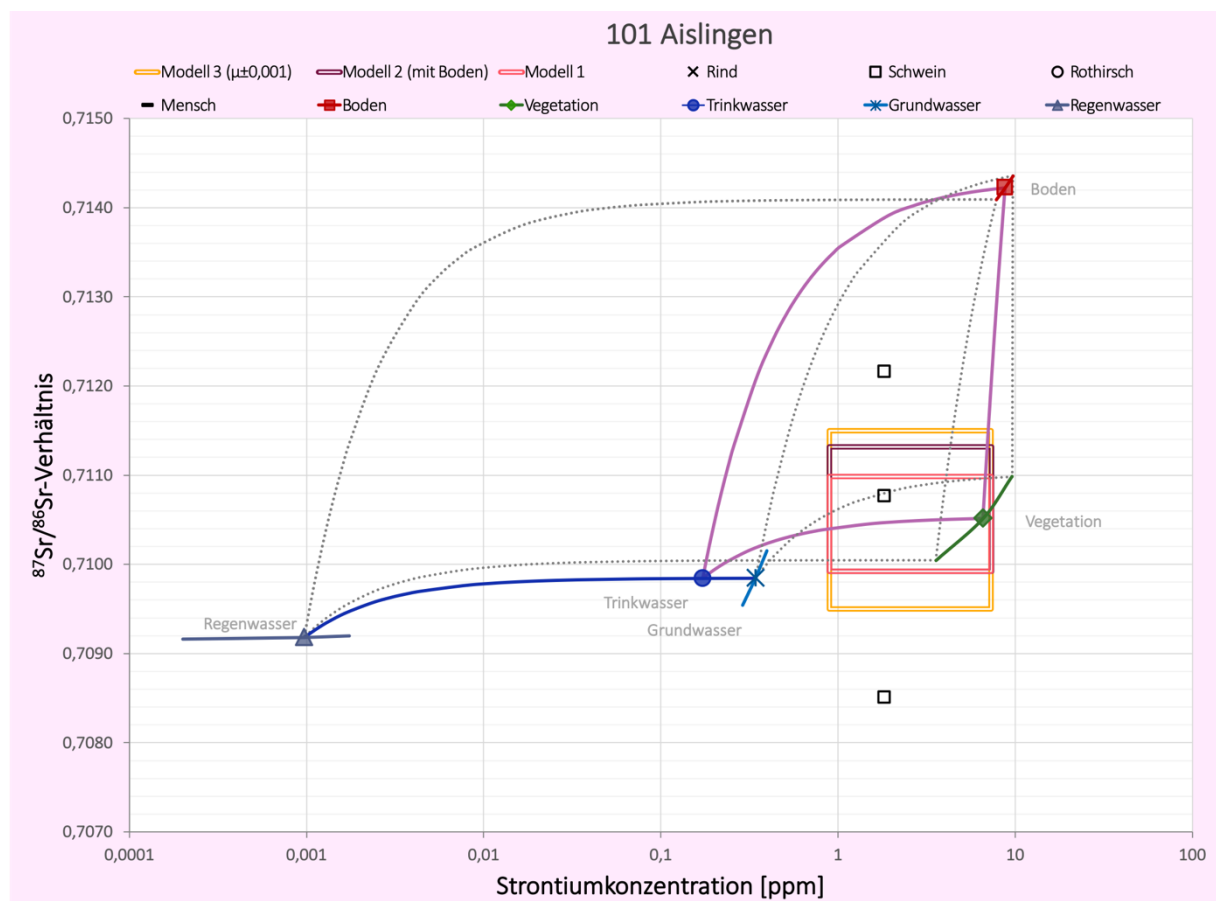
Lokalität		Umweltprobe						
FKNr	Ortsname	PKZ	Materialtyp	c(Sr) [ppm]	Relative SD [%]	⁸⁷ Sr/ ⁸⁶ Sr	2 SE (M) [%]	1 SD
101	Aislingen	101-101	Boden	8,790	0,60	0,714223	0,00470	0,00012
		101-102	Vegetation	1100,000	0,35	0,710515	0,00270	0,00007
		101-104	Wasser	0,343	0,30	0,709847	0,00250	0,00006
105	Bergkirchen	105-101	Boden	17,700	0,60	0,712424	0,00210	0,00006
		105-102	Vegetation	614,000	0,25	0,708248	0,00250	0,00007
		105-103	Wasser	0,277	0,17	0,708828	0,00220	0,00006
106	Berching	106-104	Boden	11,100	0,78	0,713942	0,00250	0,00006
		106-106	Vegetation	677,000	0,43	0,711570	0,00260	0,00007
		106-107	Wasser	0,116	0,20	0,708830	0,00410	0,00011
108	Eching	108-101	Boden	23,600	0,39	0,709331	0,00320	0,00008
		108-102	Vegetation	839,000	0,23	0,708150	0,00310	0,00008
		108-104	Wasser	0,380	0,44	0,708064	0,00390	0,00010
111	Englschalking	111-101	Boden	122,000	0,14	0,709350	0,00210	0,00006
		111-102	Vegetation	615,000	0,66	0,708582	0,00280	0,00074
112	Farchant	112-101	Boden	178,000	0,34	0,708467	0,00310	0,00008
		112-103	Vegetation	1250,000	0,29	0,708127	0,00230	0,00006
		112-104	Wasser	0,577	0,38	0,707979	0,00340	0,00009
114	Freising	114-101	Boden	46,400	0,39	0,709755	0,00320	0,00008
		114-102	Vegetation	520,000	0,35	0,708903	0,00140	0,00004
		114-103	Wasser	0,493	0,35	0,708224	0,00290	0,00008
115	Griesstetten	115-101	Boden	4,700	0,16	0,715509	0,00230	0,00006
		115-102	Vegetation	225,000	0,31	0,709489	0,00230	0,00006
		115-103	Wasser	0,102	0,76	0,709202	0,00450	0,00012
116	Grünwald	116-101	Boden	16,700	0,74	0,71587	0,00434	0,00011
		116-102	Vegetation	1110,000	0,30	0,708595	0,00340	0,00009
		116-103	Wasser	0,189	0,33	0,708143	0,00270	0,00007
118	Günzburg	118-101	Boden	30,600	0,46	0,712075	0,00230	0,00006
		118-104	Vegetation	1640,000	0,96	0,708621	0,00300	0,00008
		118-105	Wasser	0,361	0,04	0,708792	0,00200	0,00005
		118-109	Wasser	-	-	0,708764	0,00240	0,00006
125	Langengeisling	125-101	Boden	18,500	0,29	0,715721	0,00190	0,00005
		125-102	Vegetation	654,000	0,30	0,707485	0,00190	0,00005
		125-103	Wasser	0,214	0,20	0,708666	0,00300	0,00008
127	Manching	127-101	Boden	5,440	0,34	0,713149	0,00350	0,00009
		127-102	Vegetation	548,000	0,97	0,709829	0,00130	0,00003
		127-103	Wasser	0,209	0,37	0,710130	0,00180	0,00005
130	Obermenzing	130-101	Boden	30,100	0,80	0,710312	0,00350	0,00009
		130-102	Vegetation	635,000	0,51	0,708395	0,00200	0,00005
		130-103	Wasser	0,133	0,53	0,708308	0,00150	0,00004
131	Pestenacker	131-101	Boden	150,000	0,20	0,708549	0,00310	0,00008
		131-103	Vegetation	870,000	0,25	0,708430	0,00380	0,00010
		131-104	Wasser	0,215	0,11	0,708852	0,00420	0,00011
132	Poing	132-101	Boden	40,100	0,51	0,710688	0,00220	0,00006
		132-102	Wasser	0,230	0,17	0,708176	0,00210	0,00006
		132-103	Vegetation	984,000	0,37	0,708053	0,00190	0,00005
136	Trudering	136-101	Boden	27,700	0,75	0,710404	0,00440	0,00012
		136-102	Vegetation	647,000	0,75	0,708334	0,00170	0,00004
		136-103	Wasser	0,223	0,35	0,708029	0,00350	0,00009
137	Unterhaching	137-101	Boden	21,200	0,23	0,710807	0,00269	0,00007
		137-102	Vegetation	640,000	0,39	0,708177	0,00220	0,00006
		137-103	Wasser	0,268	0,61	0,708101	0,00240	0,00006
138	Waging	138-101	Boden	14,100	0,79	0,712866	0,00270	0,00007
		138-102	Vegetation	639,000	0,31	0,708125	0,00300	0,00008
		138-103	Wasser	0,297	1,08	0,708120	0,00240	0,00006

Fortsetzung Appendix Tabelle 4

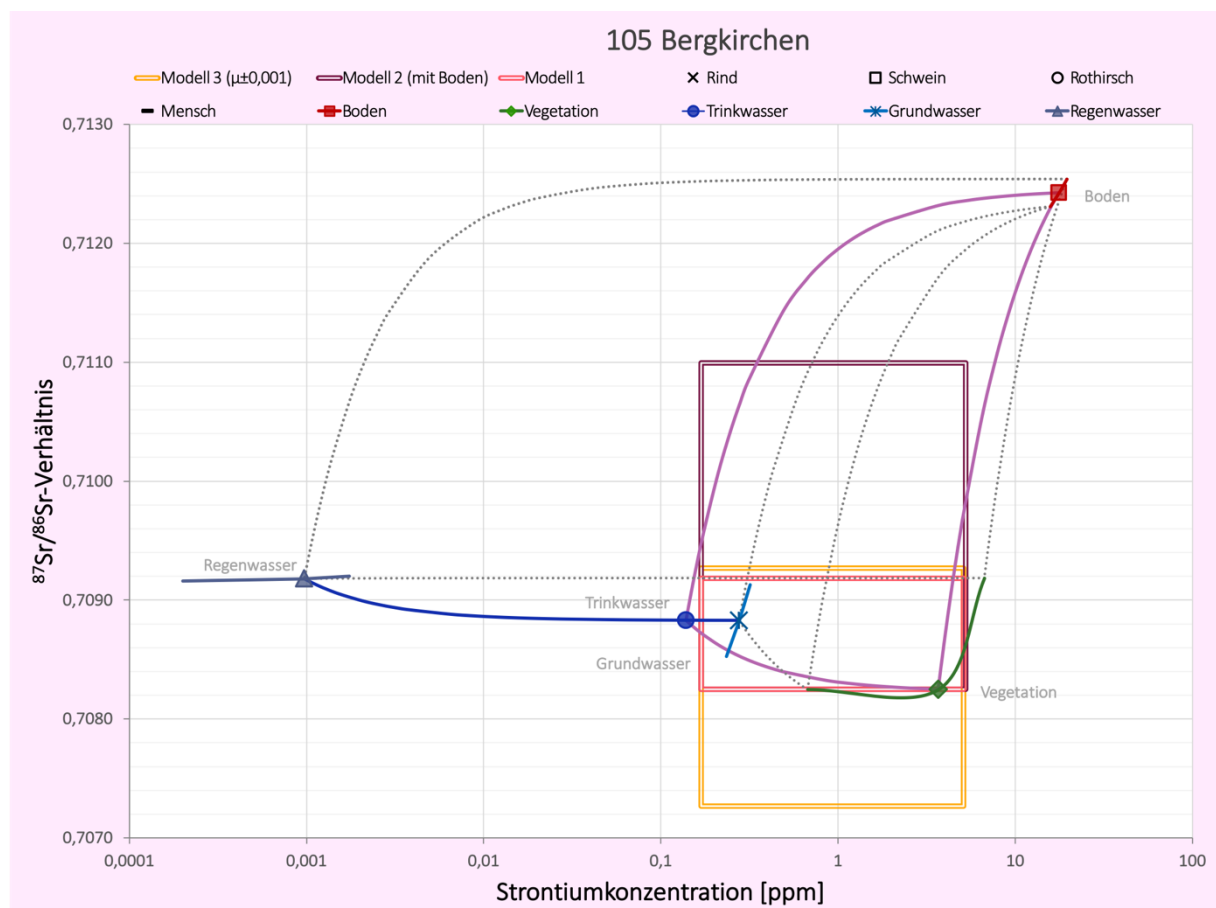
Lokalität		Umweltprobe						
FKNr	Ortsname	PKZ	Materialtyp	c(Sr) [ppm]	Relative SD [%]	⁸⁷ Sr/ ⁸⁶ Sr	2 SE (M) [%]	1 SD
140	Gernlinden	140-101	Boden	16,100	0,76	0,713513	0,00450	0,00012
		140-102	Vegetation	798,000	0,15	0,708228	0,00260	0,00007
		140-103	Wasser	0,272	0,21	0,709200	0,00230	0,00006
143	Aubing	143-101	Boden	20,400	0,50	0,712133	0,00210	0,00005
		143-102	Vegetation	1650,000	0,66	0,708411	0,00280	0,00007
		143-103	Wasser	0,208	0,69	0,708353	0,00200	0,00005
147	Wehringen	147-101	Boden	16,300	0,25	0,712041	0,00190	0,00005
		147-104	Vegetation	1030,000	0,25	0,708411	0,00280	0,00007
		147-105	Wasser	0,192	0,55	0,708477	0,00270	0,00007
		147-105	Wasser	-	-	0,708846	0,00620	-
148	Schwabmünchen	148-101	Boden	97,600	0,19	0,708210	0,00200	0,00005
		148-102	Vegetation	622,000	0,79	0,708325	0,00160	0,00004
		148-107	Wasser	0,234	0,54	0,709071	0,00320	0,00009
149	Erding	149-101	Boden	122,000	0,72	0,708712	0,00460	0,00006
		149-102	Vegetation	451,000	1,16	0,708486	0,00170	0,00004
		149-103	Wasser	0,204	0,45	0,709036	0,00380	0,00010
150	Steinebach	150-101	Boden	123,000	0,49	0,708557	0,00230	0,00006
		150-104	Vegetation	997,000	0,56	0,708258	0,00260	0,00007
		150-105	Wasser	0,487	0,02	0,709019	0,00190	0,00005
151	Aschheim	151-101	Boden	138,000	0,08	0,708420	0,00300	0,00008
		151-102	Vegetation	515,000	0,80	0,708688	0,00240	0,00006
		151-103	Wasser	0,258	0,39	0,708227	0,00300	0,00008
153	Kirchheim	153-101	Boden	24,100	0,49	0,713771	0,00510	0,00014
		153-102	Wasser	0,227	0,70	0,708070	0,00280	0,00007
		153-103	Vegetation	756,000	0,21	0,707661	0,00240	0,00006
154	Kleinittingen	154-102	Vegetation	487,000	0,57	0,707801	0,00250	0,00007
		154-103	Boden	71,400	0,75	0,708376	0,00160	0,00004
		154-104	Wasser	0,266	0,51	0,708346	0,00260	0,00007
155	Königsbrunn	155-101	Boden	81,300	0,44	0,709012	0,00420	0,00011
		155-102	Vegetation	491,000	0,34	0,707510	0,00240	0,00006
		155-103	Wasser	0,246	0,23	0,708574	0,00230	0,00006
166	Langweid	166-101	Boden	34,100	0,65	0,708905	0,00190	0,00005
		166-102	Vegetation	1160,000	0,54	0,708451	0,00220	0,00006
		166-103	Wasser	0,223	0,33	0,708665	0,00200	0,00005
202	Biberwier	202-102	Vegetation	-	-	0,708542	0,00220	0,00006
203	Brixlegg	203-101	Boden	25,800	0,43	0,714903	0,00270	0,00007
		203-102	Wasser	0,079	0,38	0,711895	0,00370	0,00010
		203-104	Vegetation	268,000	0,63	0,711639	0,00330	0,00009
204	Ehrwald	204-104	Vegetation	-	-	0,708132	0,00150	0,00004
206	Fritzens	205-101	Boden	-	-	0,715442	0,00230	0,00006
		205-102	Wasser	-	-	0,709449	0,00320	0,00009
		206-101	Boden	29,600	0,54	0,718425	0,00240	0,00006
		206-102	Vegetation	915,000	0,52	0,713703	0,00170	0,00005
		206-104	Wasser	0,138	0,43	0,710884	0,00370	0,00010
		206-104	Wasser	-	-	0,710868	0,00660	-
212	Innsbruck Wilten	211-102	Wasser	0,449	0,25	0,707907	0,00270	0,00007
		211-103	Vegetation	774,000	1,04	0,709918	0,00210	0,00006
		212-101	Boden	28,800	0,54	0,716703	0,00317	0,00008
		212-102	Vegetation	1460,000	0,64	0,713136	0,00170	0,00004
215	Innsbruck Kalvarienberg	215-101	Boden	580,000	0,37	0,708384	0,00520	0,00014
		215-102	Wasser	0,478	0,06	0,707911	0,00530	0,00014
		215-103	Wasser	-	-	0,707990	0,00530	0,00014
		215-104	Vegetation	926,000	0,25	0,708756	0,00160	0,00004
217	Kirchbichl	217-101	Boden	-	-	0,717099	0,00270	0,00007
		217-102	Wasser	-	-	0,710836	0,00340	0,00009
221	Kundl	221-104	Wasser	0,096	0,29	0,710165	0,00351	0,00009
		221-104	Wasser	-	-	0,710220	0,00650	0,00017
		221-105	Vegetation	600,000	0,25	0,710007	0,00220	0,00006
		223-102	Boden	35,500	0,11	0,709486	0,00220	0,00006

Fortsetzung Appendix Tabelle 4

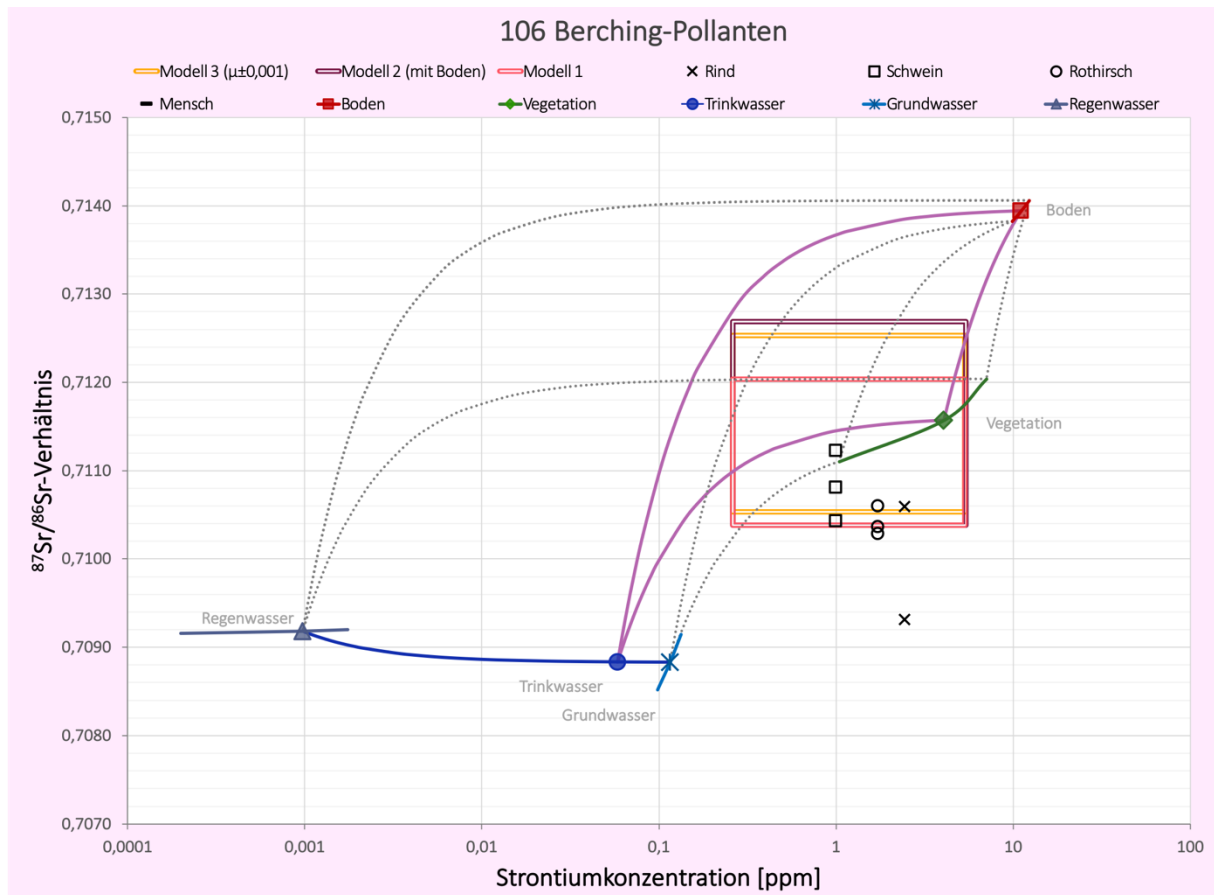
Lokalität		Umweltprobe						
FKNr	Ortsname	PKZ	Materialtyp	c(Sr) [ppm]	Relative SD [%]	⁸⁷ Sr/ ⁸⁶ Sr	2 SE (M) [%]	1 SD
227	Matrei	227-100	Vegetation	-	-	0,712047	0,00160	0,00004
		227-105	Wasser	-	-	0,713493	0,00380	0,00010
229	Mieming	229-101	Boden	-	-	0,714074	0,00350	0,00009
		229-102	Vegetation	-	-	0,722833	0,00120	0,00003
230	Pfaffenhofen	230-102	Boden	36,400	0,77	0,725331	0,00100	0,00003
		230-103	Vegetation	1150,000	0,20	0,713103	0,00170	0,00005
		230-106	Wasser	0,274	0,47	0,715413	0,00460	0,00012
231	Roppen	231-103	Vegetation	-	-	0,713149	0,00290	0,00008
232	Innsbruck Völs	232-111	Vegetation	-	-	0,713501	0,00200	0,00005
234	Vomp	234-102	Boden	19,400	0,63	0,718570	0,00320	0,00008
		234-103	Vegetation	757,000	0,30	0,709949	0,00180	0,00005
		234-104	Wasser	0,235	1,02	0,707981	0,00230	0,00006
235	Wenns	235-103	Vegetation	-	-	0,726865	0,00140	0,00004
236	Wiesing	236-101	Boden	35,700	0,07	0,716711	0,00250	0,00007
		236-103	Vegetation	378,000	0,31	0,710460	0,00220	0,00006
		236-104	Wasser	0,420	0,12	0,708083	0,00240	0,00006
237	Ampass	237-101	Boden	63,100	0,76	0,717249	0,00190	0,00005
		237-101	Boden	-	-	0,717355	0,00240	0,00006
		237-102	Wasser	0,228	0,68	0,716387	0,00370	0,00010
		237-103	Vegetation	1040,000	1,02	0,716514	0,00280	0,00007
		238-103	Wasser	-	-	0,717579	0,00220	0,00006
240	Birgitz	240-102	Vegetation	494,000	0,06	0,715987	0,00150	0,00004
		240-103	Boden	20,400	0,86	0,716472	0,00360	0,00010
		240-103	Boden	-	-	0,716548	0,00620	-
		240-104	Wasser	0,066	0,43	0,718230	0,00350	0,00009
241	Thaur	241-101	Boden	47,300	0,43	0,711700	0,00370	0,00010
		241-102	Wasser	0,173	0,32	0,708714	0,00280	0,00007
		241-103	Vegetation	627,000	0,41	0,708832	0,00190	0,00005
		241-104	Wasser	-	-	0,710815	0,00230	0,00006
243	Kitzbühel	243-101	Boden	18,600	1,30	0,717005	0,00270	0,00007
		243-102	Vegetation	876,000	0,11	0,713435	0,00250	0,00007
		243-103	Wasser	0,041	0,43	0,715165	0,00340	0,00009
254	Obereching	254-101	Boden	28,800	0,55	0,710894	0,0038	0,00010
		254-102	Vegetation	511,000	1,39	0,708963	0,0030	0,00008
		254-103	Wasser	1,600	22,00	0,709156	0,0037	0,00009
255	Bischofshofen	255-101	Boden	6,440	1,04	0,715940	0,00300	0,00008
		255-102	Vegetation	452,000	0,36	0,713594	0,00220	0,00006
		255-103	Wasser	0,058	0,32	0,723028	0,00210	0,00006
256	Saalfelden	256-101	Boden	16,200	0,520	0,715133	0,003177107	0,00008
		256-102	Wasser	0,327	0,180	0,711081	0,001956249	0,00005
		256-104	Vegetation	247,000	1,060	0,711056	0,003519265	0,00009
302	Brixen	301-101	Boden	-	-	0,716796	0,00490	0,00013
		301-103	Boden	-	-	0,716630	0,00300	0,00008
		302-101	Boden	15,200	0,25	0,716358	0,00390	0,00010
		302-101	Boden	-	-	0,716327	0,00810	-
		302-104	Vegetation	771,000	0,63	0,711330	0,00240	0,00006
		302-105	Wasser	0,045	0,32	0,716157	0,00240	0,00006
304	Latsch	304-103	Boden	26,900	0,41	0,720787	0,00270	0,00007
		304-104	Wasser	0,087	0,62	0,725401	0,00280	0,00008
		304-105	Vegetation	954,000	0,28	0,723103	0,00160	0,00004
308	Pfatten	308-105	Boden	28,100	0,39	0,716822	0,00474	0,00012
		308-105	Boden	-	-	0,714954	0,00830	0,00018
		308-106	Vegetation	1040,000	0,28	0,712108	0,001650	0,000044
		308-106	Vegetation	-	-	0,712118	0,00170	0,00005
		308-106	Vegetation	-	-	0,712098	0,00160	0,00004
		308-108	Wasser	0,320	0,63	0,714431	0,00290	0,00008
310	Sanzeno	310-102	Boden	48,900	0,23	0,708696	0,00350	0,00009
		310-103	Vegetation	-	-	0,707101	0,00200	0,00005
		310-104	Vegetation	402,000	0,22	0,709027	0,00260	0,00007
		310-105	Wasser	0,052	0,28	0,709294	0,00319	0,00008
311	Zambana	311-102	Boden	50,400	0,28	0,708966	0,00140	0,00004
		311-105	Vegetation	152,000	0,19	0,709273	0,00160	0,00004
		311-106	Wasser	0,619	0,51	0,710144	0,00250	0,00007



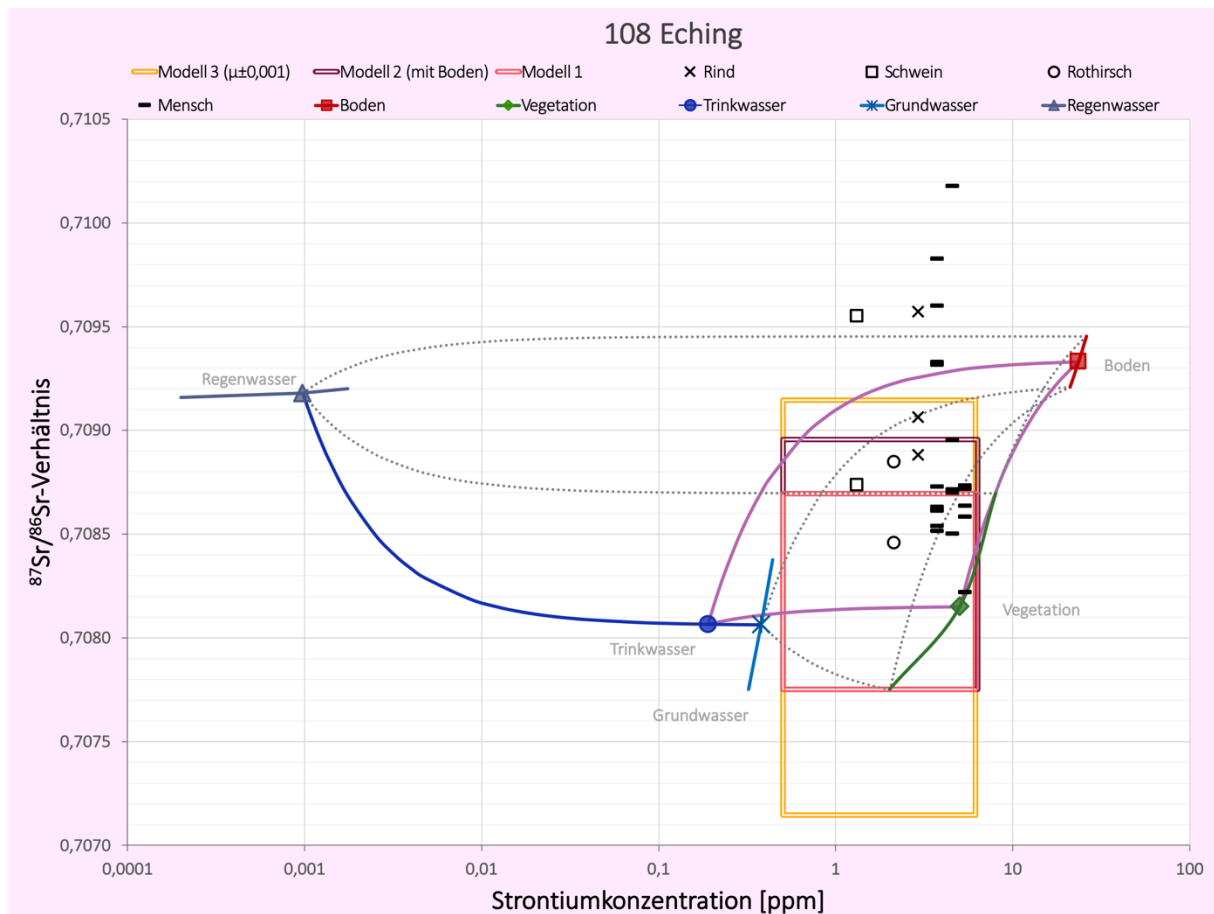
Appendix Abbildung 1 Strontiummischungsmodell des Fundortes 101, Aislingen.



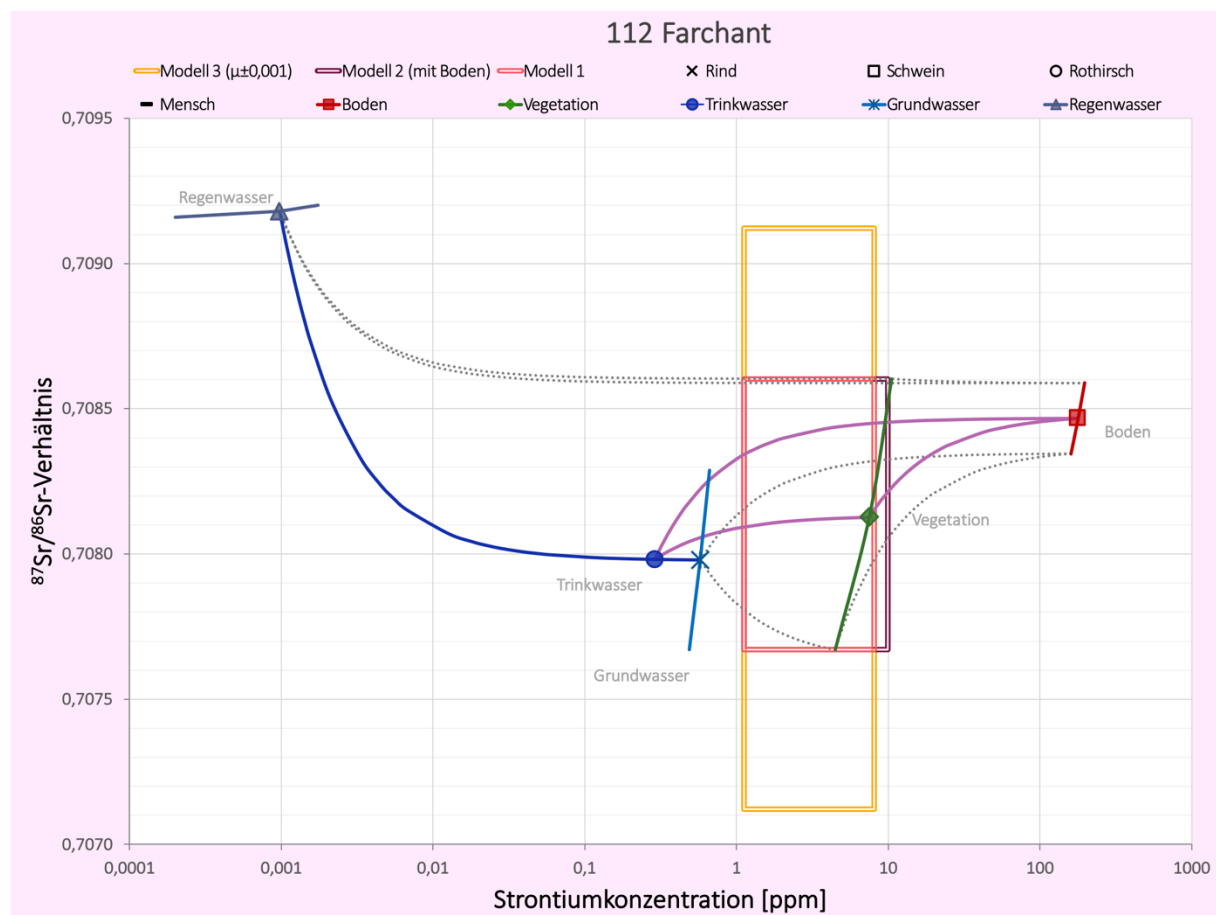
Appendix Abbildung 2 Strontiummischungsmodell des Fundortes 105, Bergkirchen.



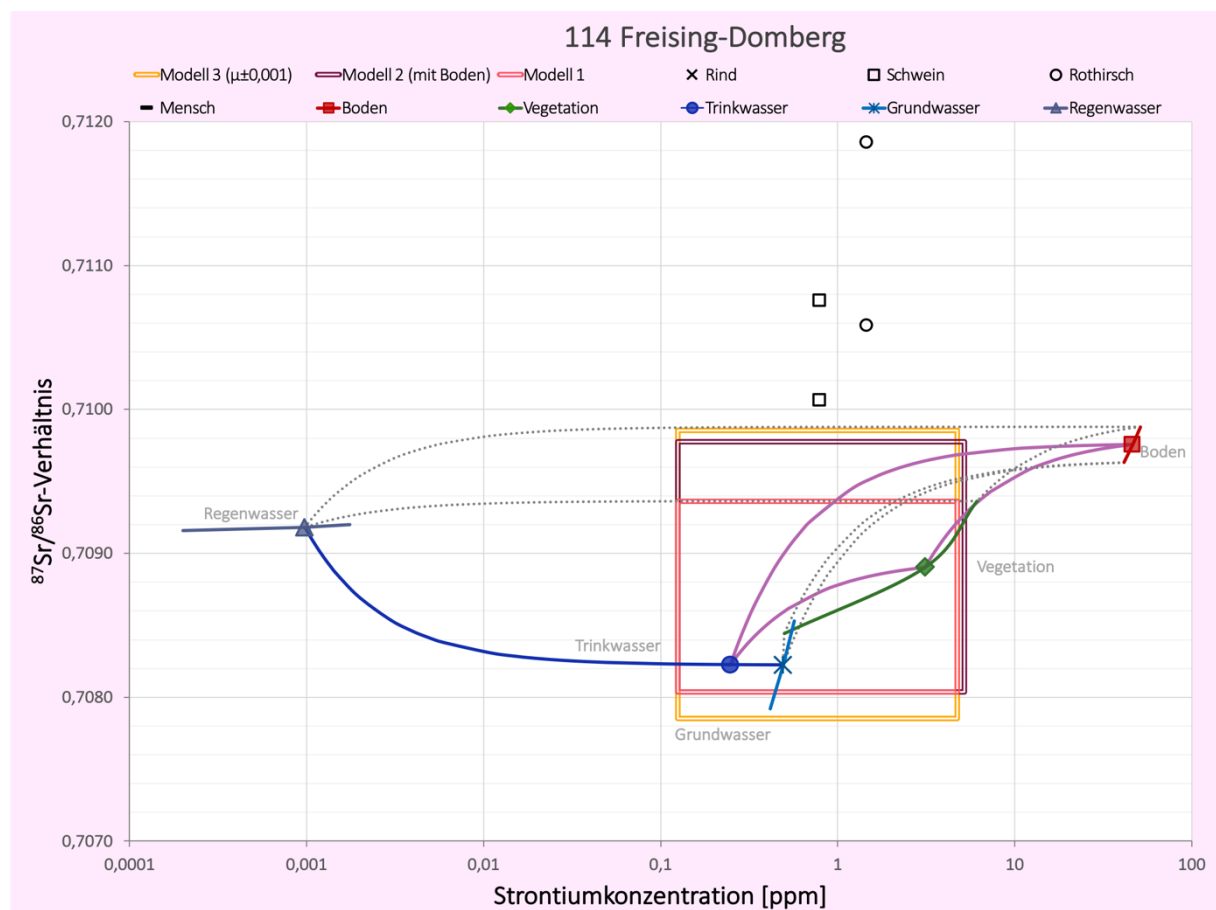
Appendix Abbildung 3 Strontiummischungsmodell des Fundortes 106, Berching.



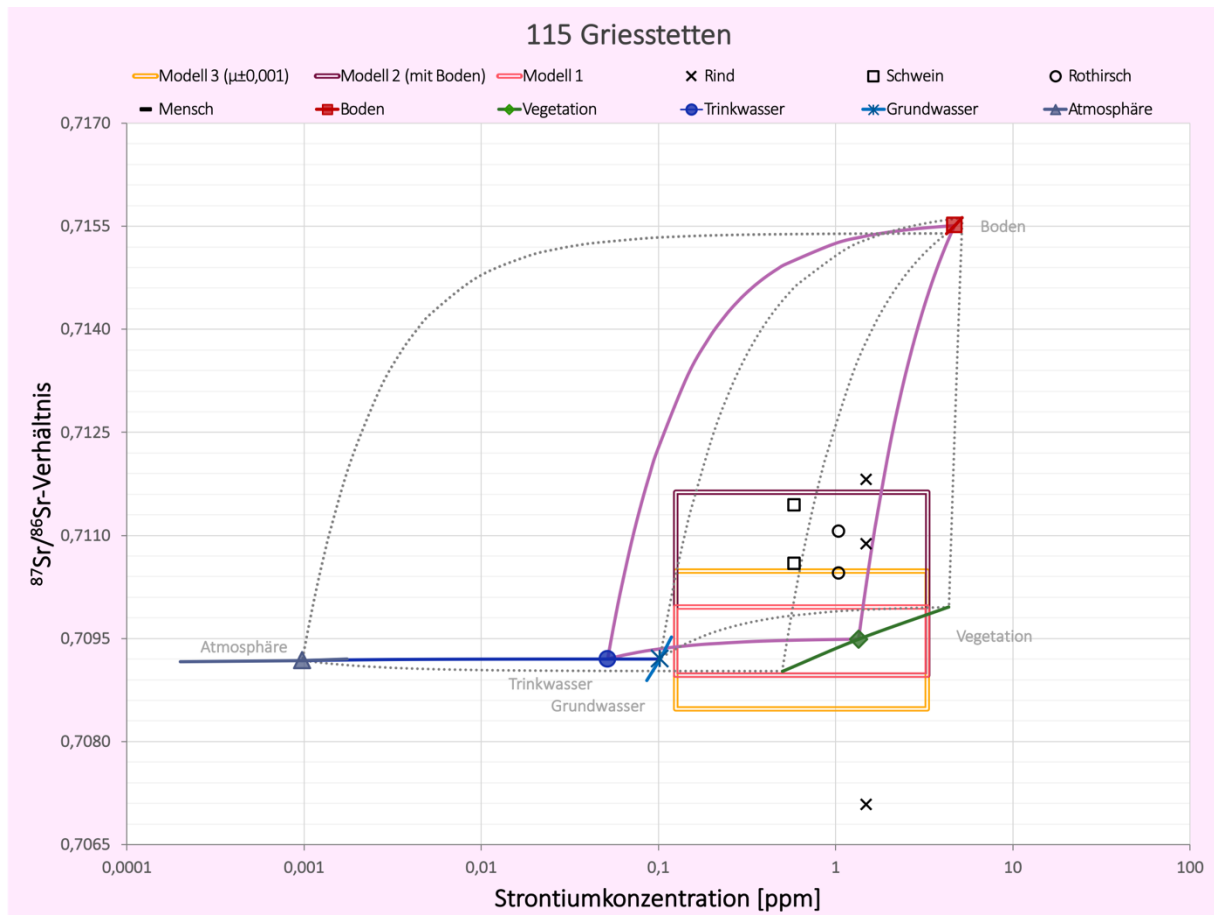
Appendix Abbildung 4 Strontiummischungsmodell des Fundortes 108, Eching.



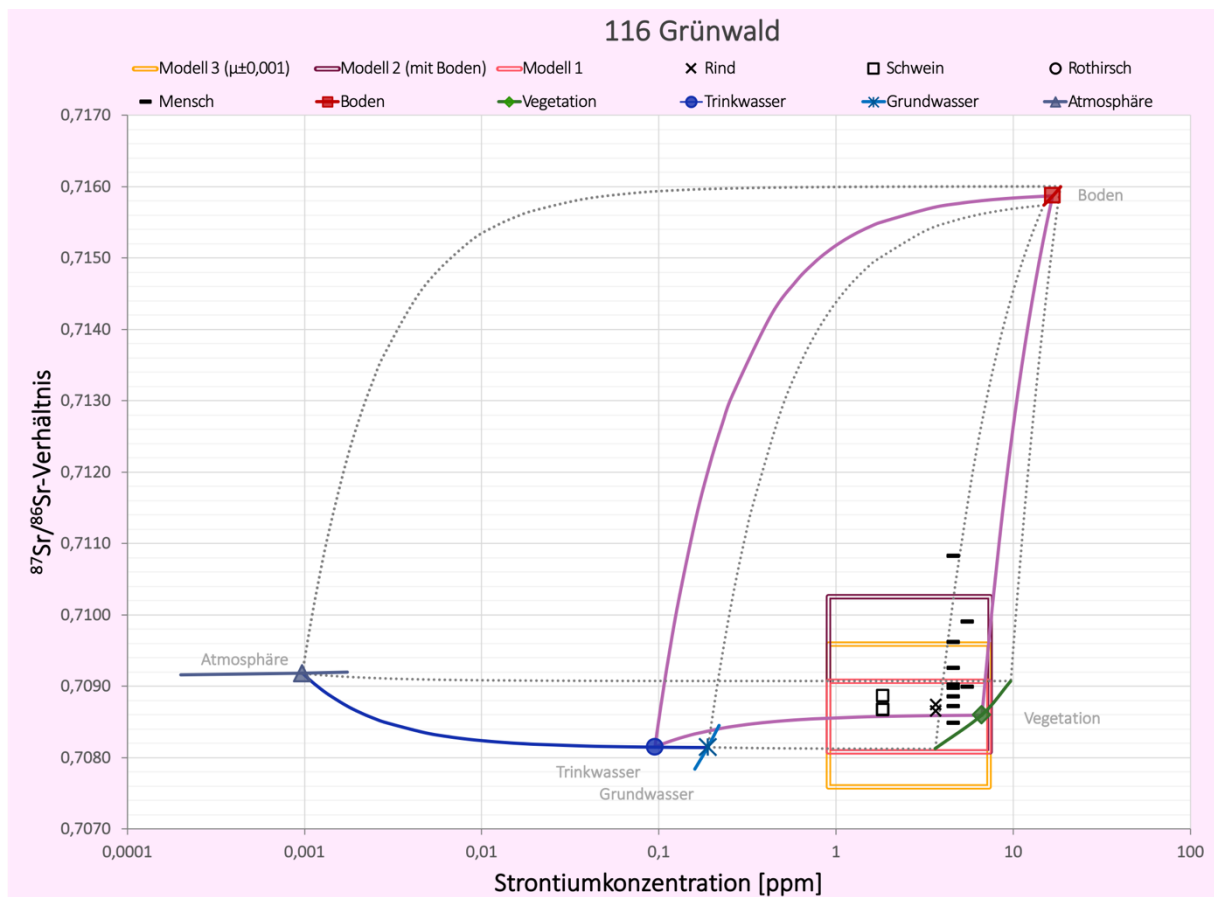
Appendix Abbildung 5 Strontiummischungsmodell des Fundortes 112, Farchant.



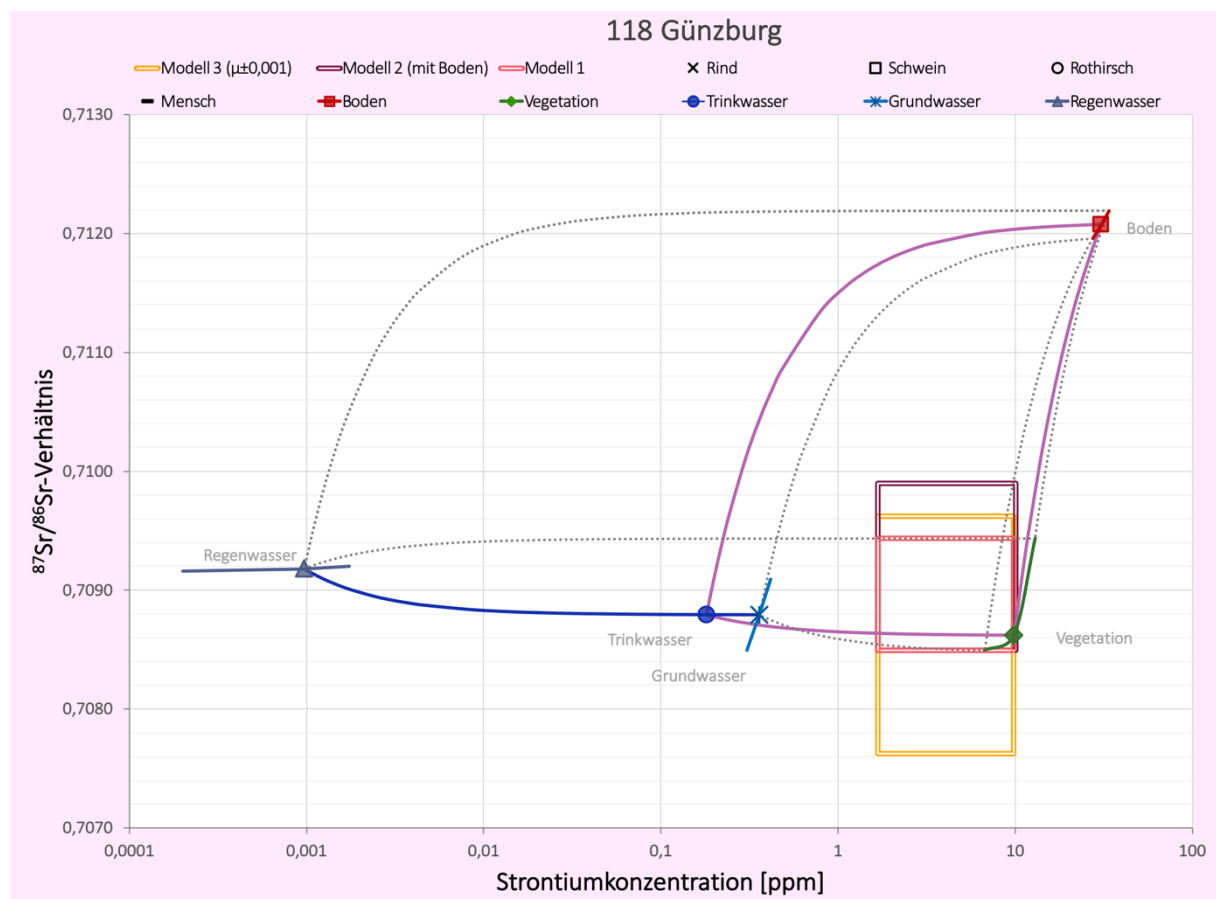
Appendix Abbildung 6 Strontiummischungsmodell des Fundortes 114, Freising.



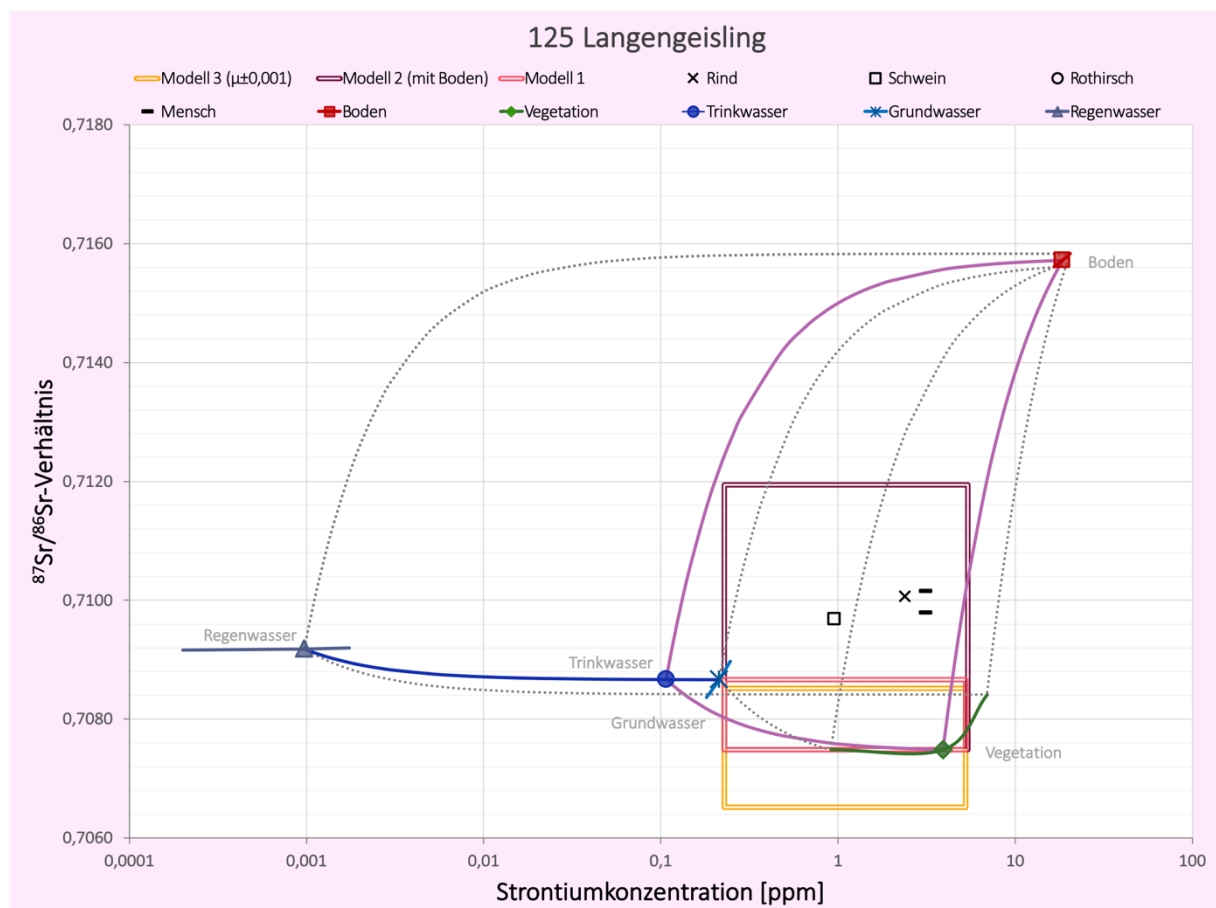
Appendix Abbildung 7 Strontiummischungsmodell des Fundortes 115, Griesstetten.



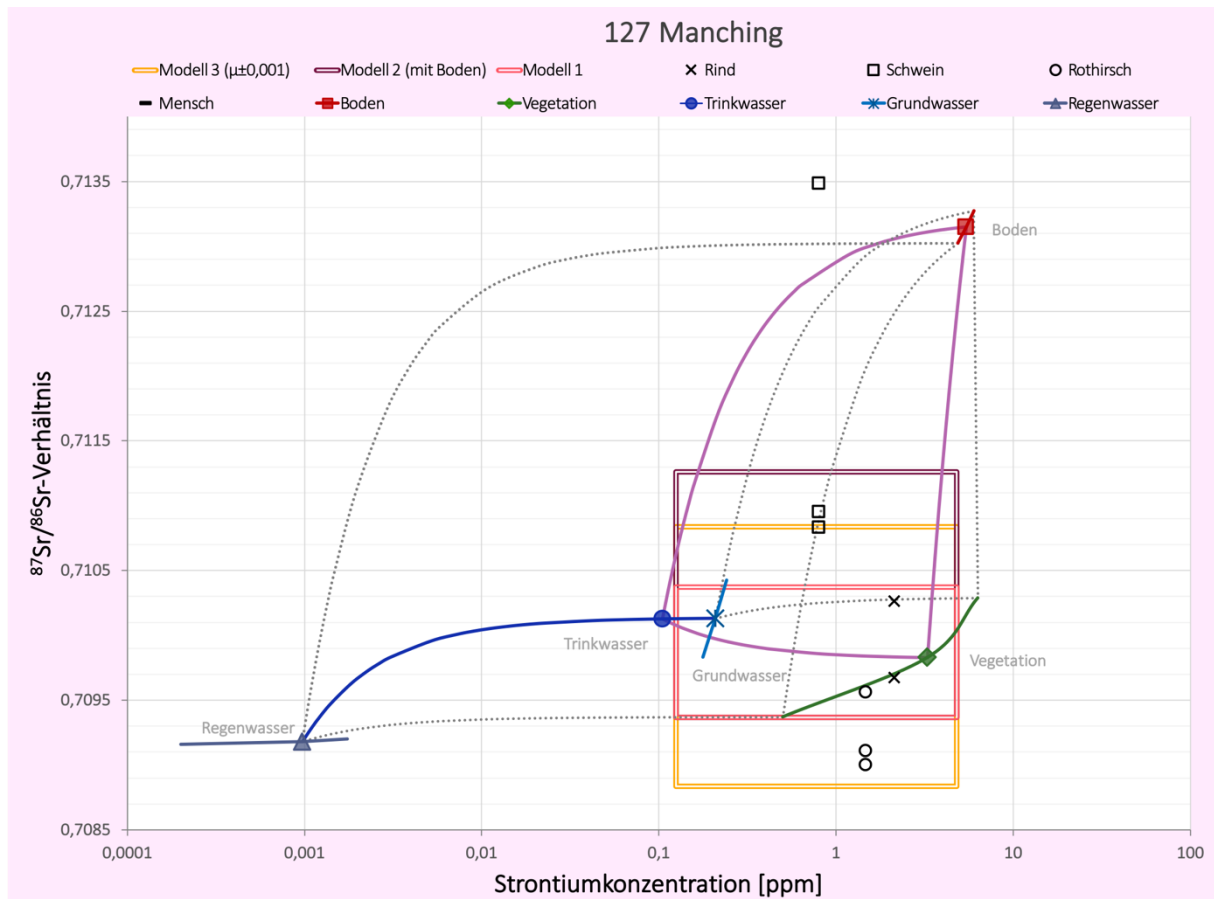
Appendix Abbildung 8 Strontiummischungsmodell des Fundortes 116, Grünwald.



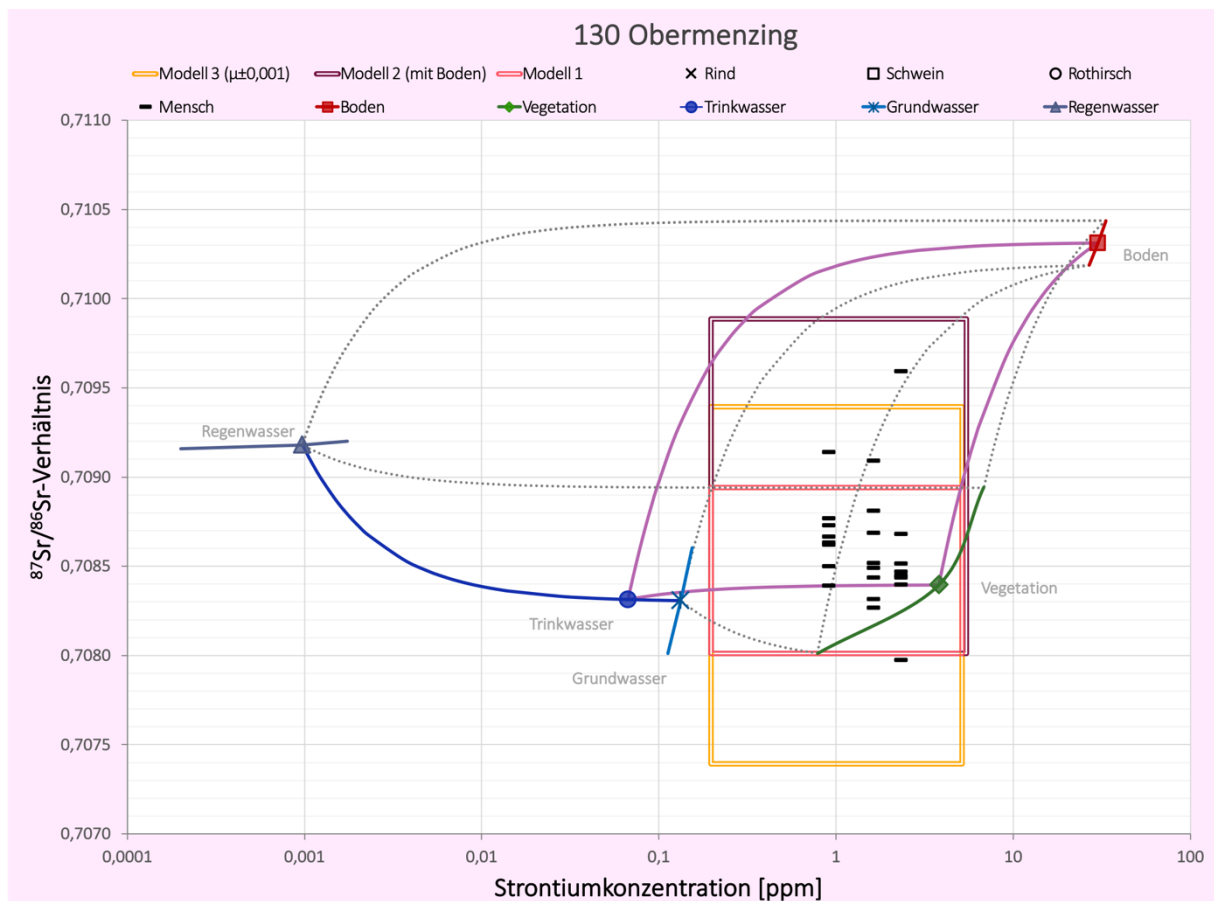
Appendix Abbildung 9 Strontiummischungsmodell des Fundortes 118, Güzburg.



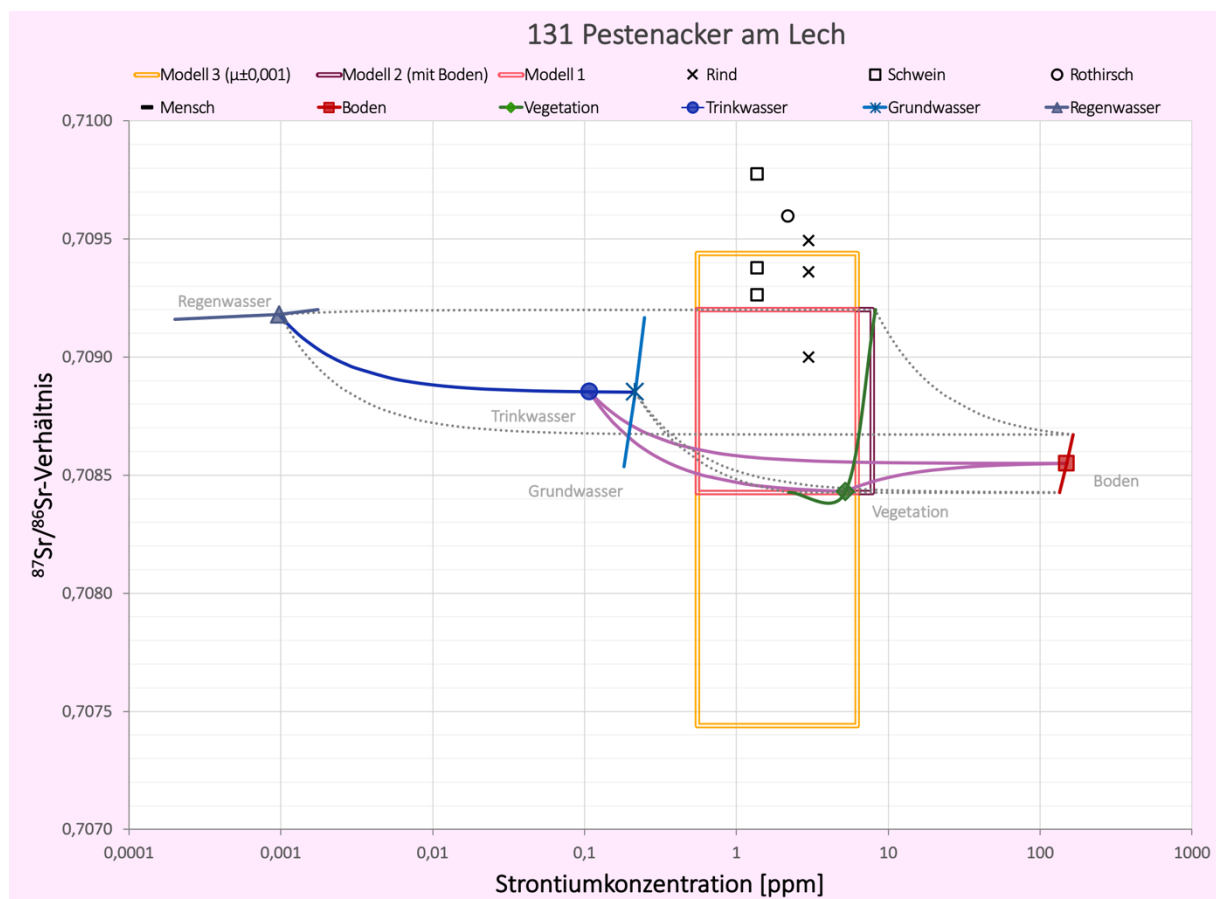
Appendix Abbildung 10 Strontiummischungsmodell des Fundortes 125, Langengeisling.



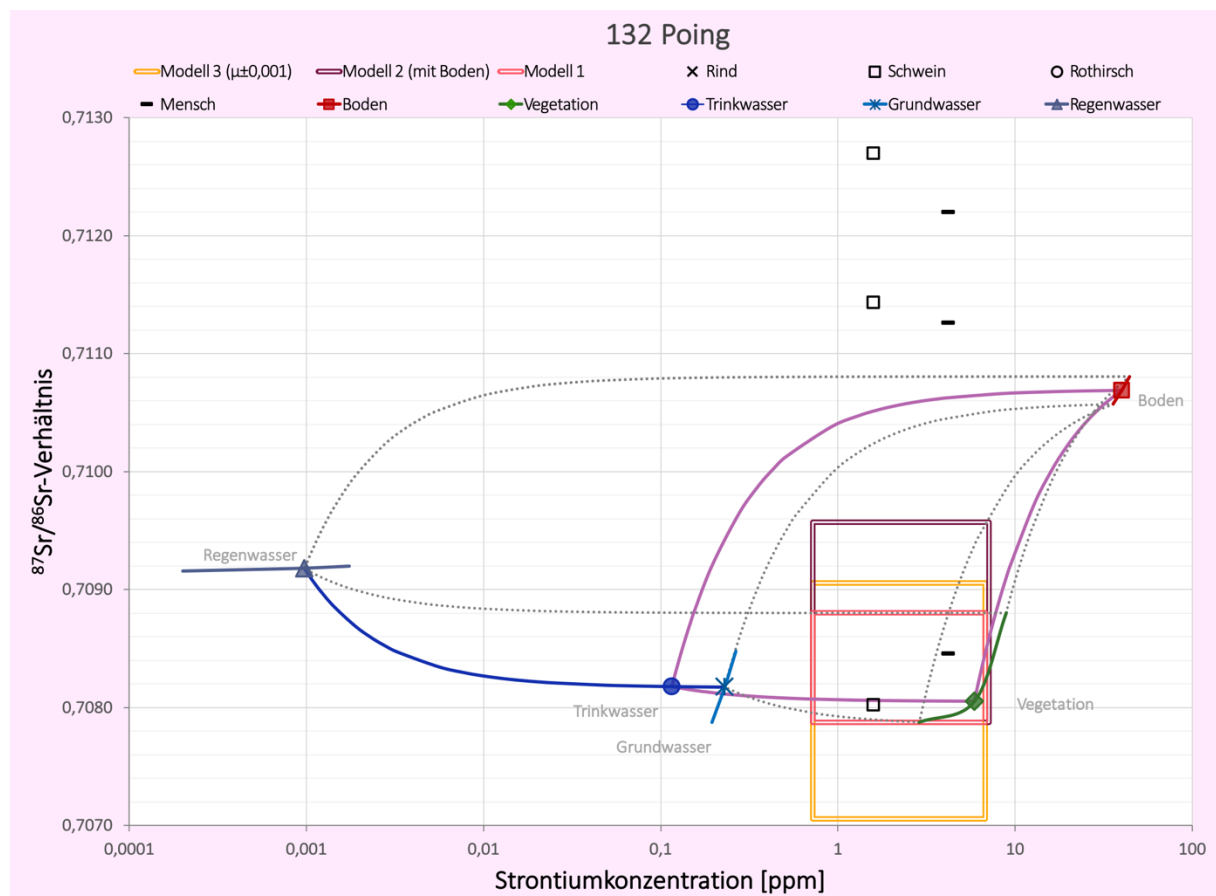
Appendix Abbildung 11 Strontiummischungsmodell des Fundortes 127, Manching.



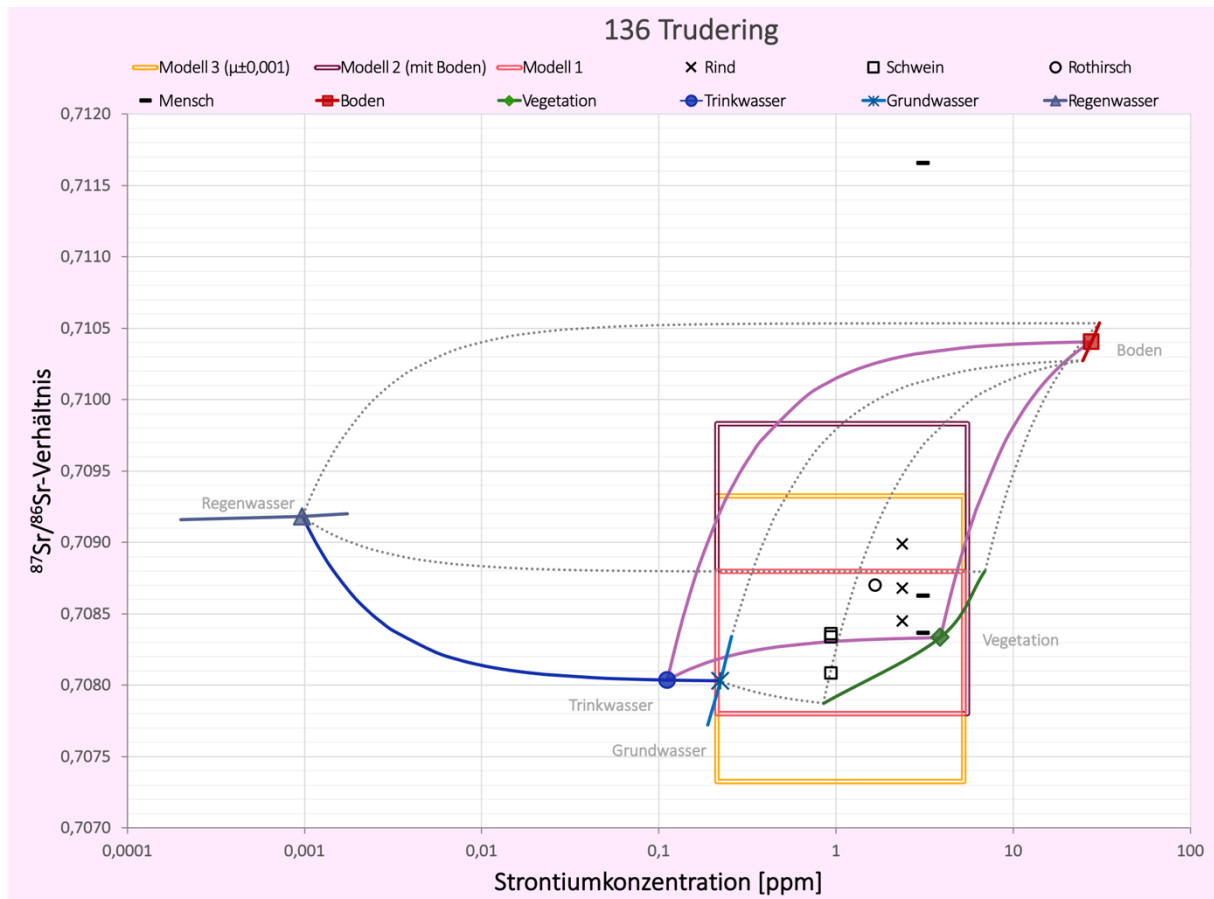
Appendix Abbildung 12 Strontiummischungsmodell des Fundortes 130, Obermenzing.



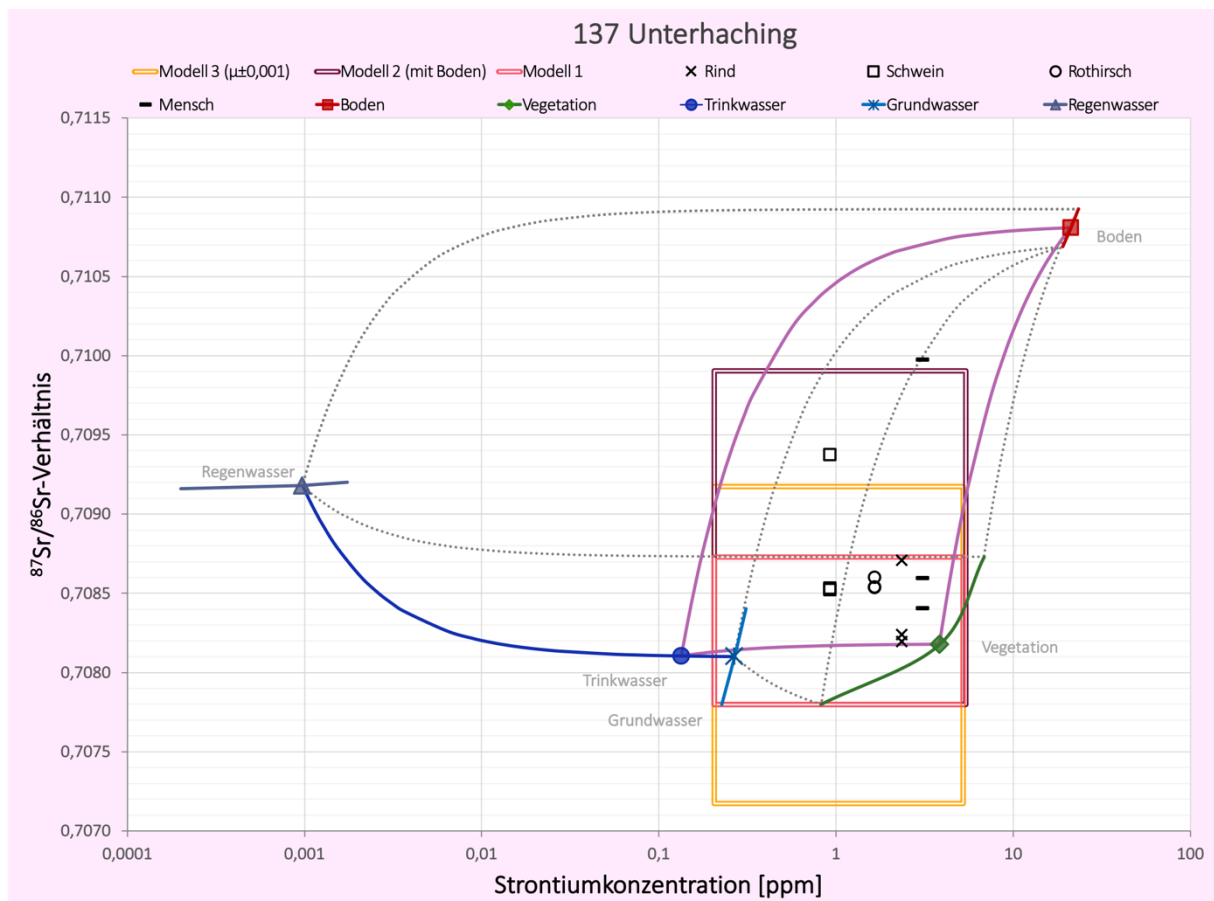
Appendix Abbildung 13 Strontiummischungsmodell des Fundortes 131, Pestenacker.



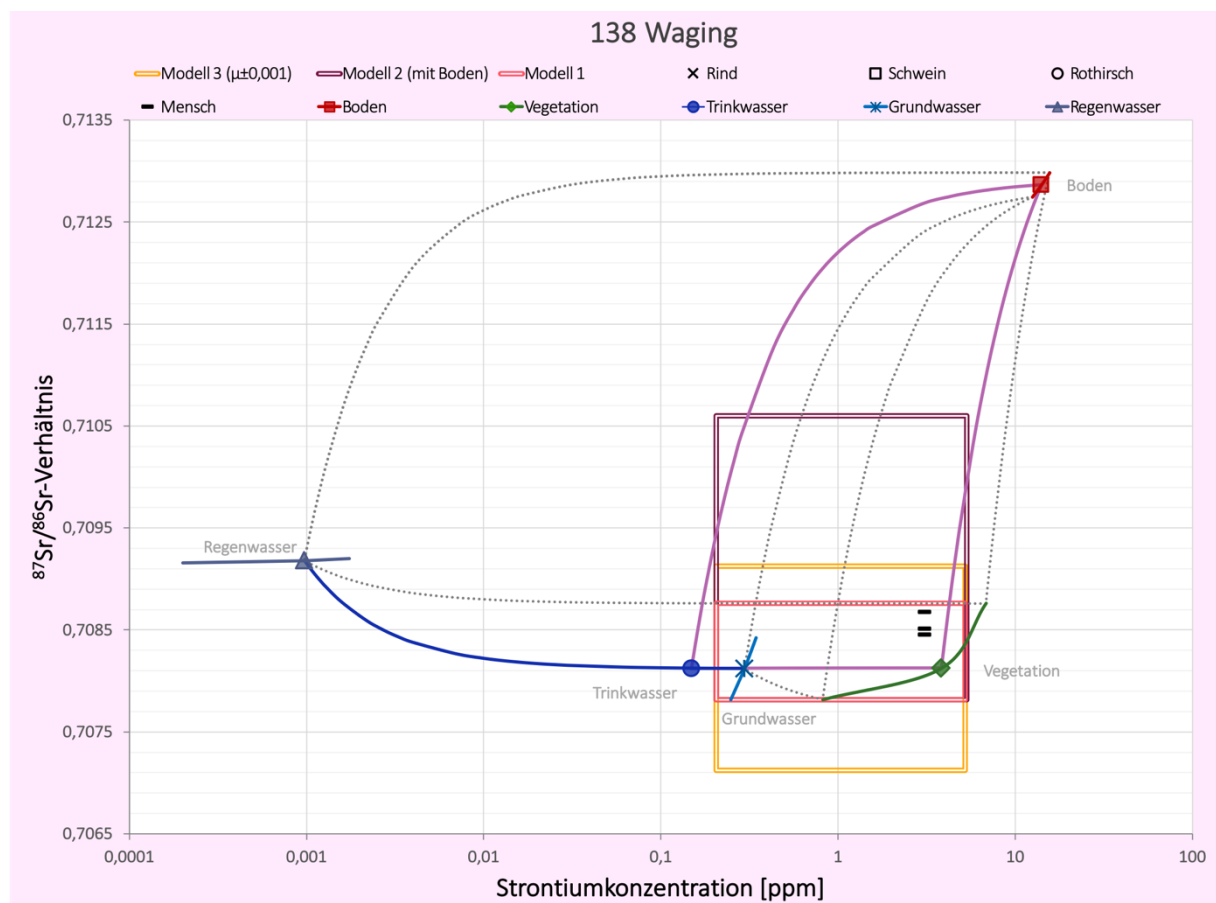
Appendix Abbildung 14 Strontiummischungsmodell des Fundortes 132, Poing.



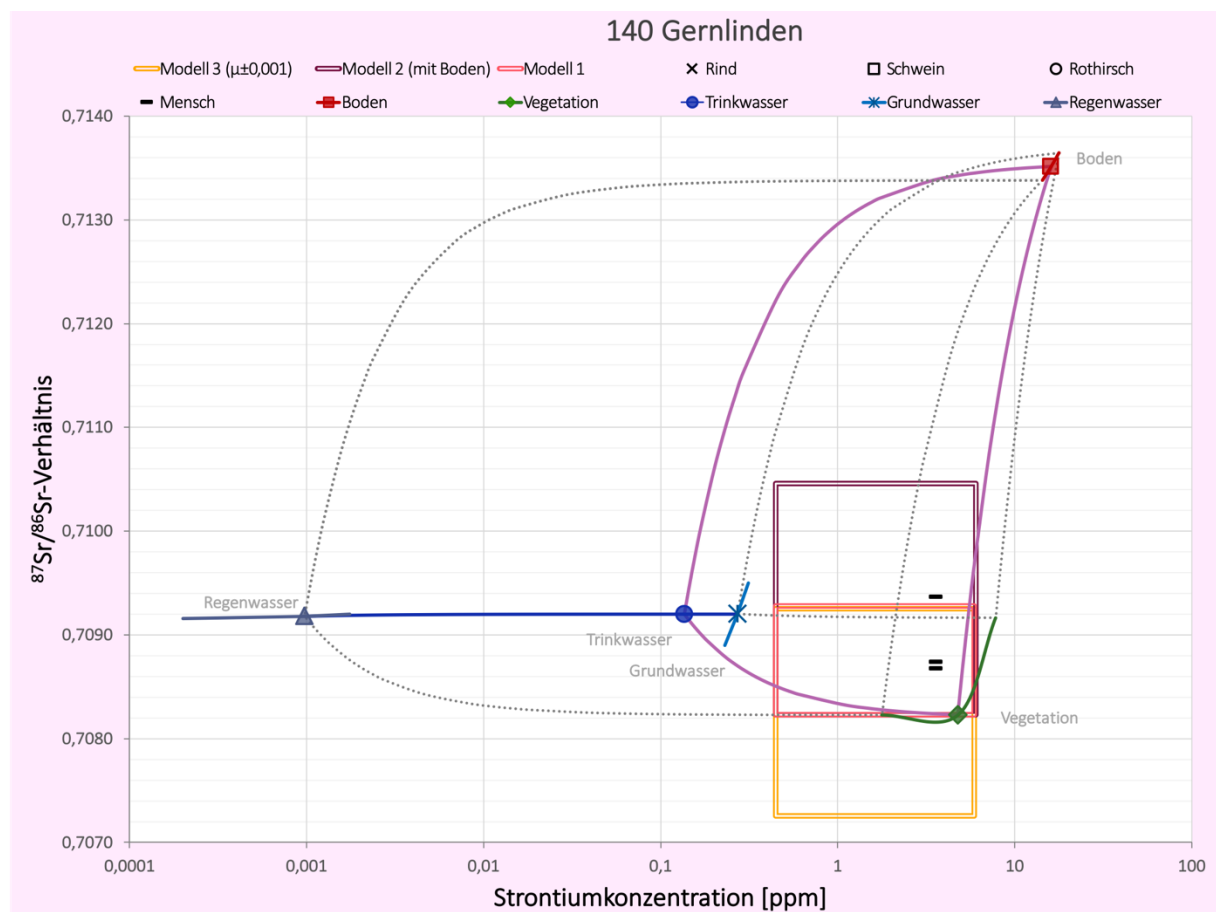
Appendix Abbildung 15 Strontiummischungsmodell des Fundortes 136, Trudering.



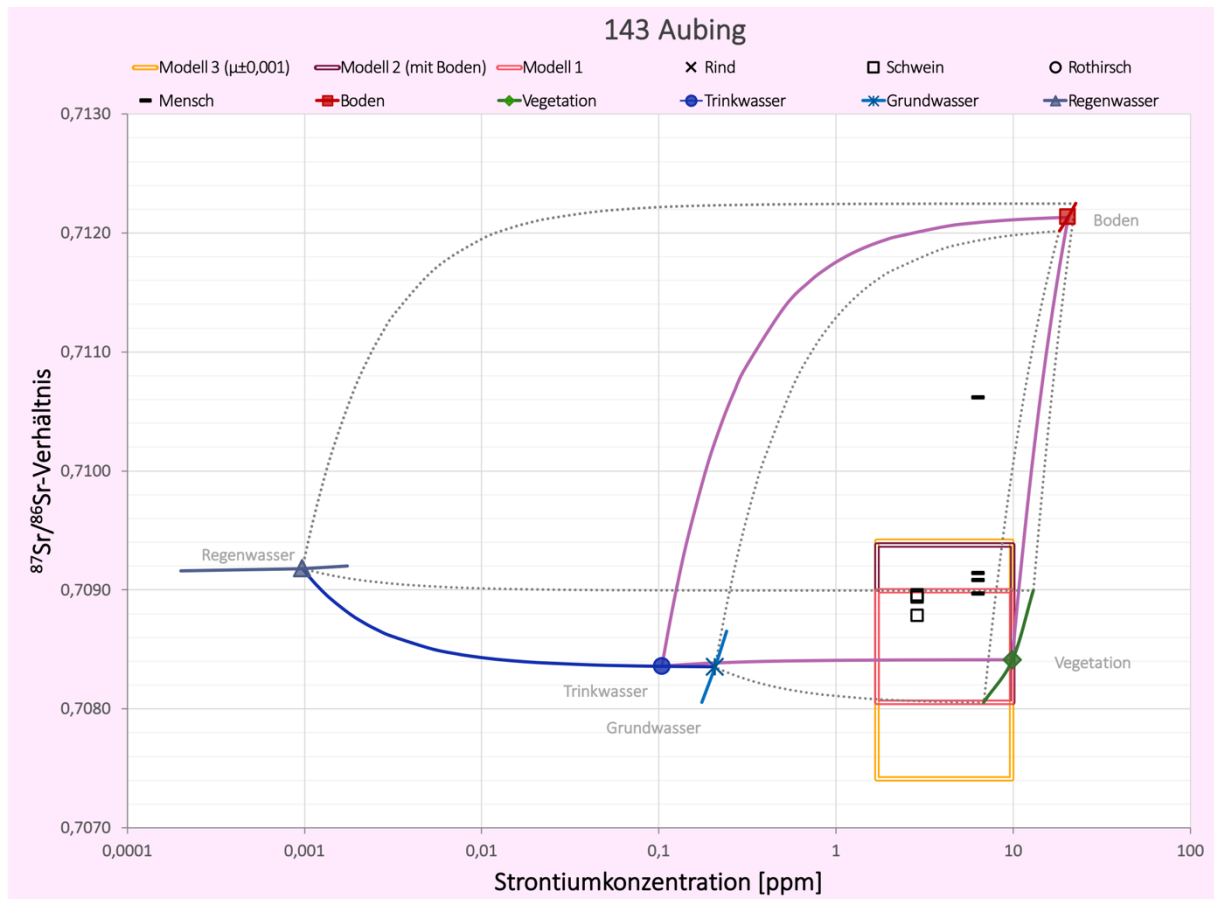
Appendix Abbildung 16 Strontiummischungsmodell des Fundortes 137, Unterhaching.



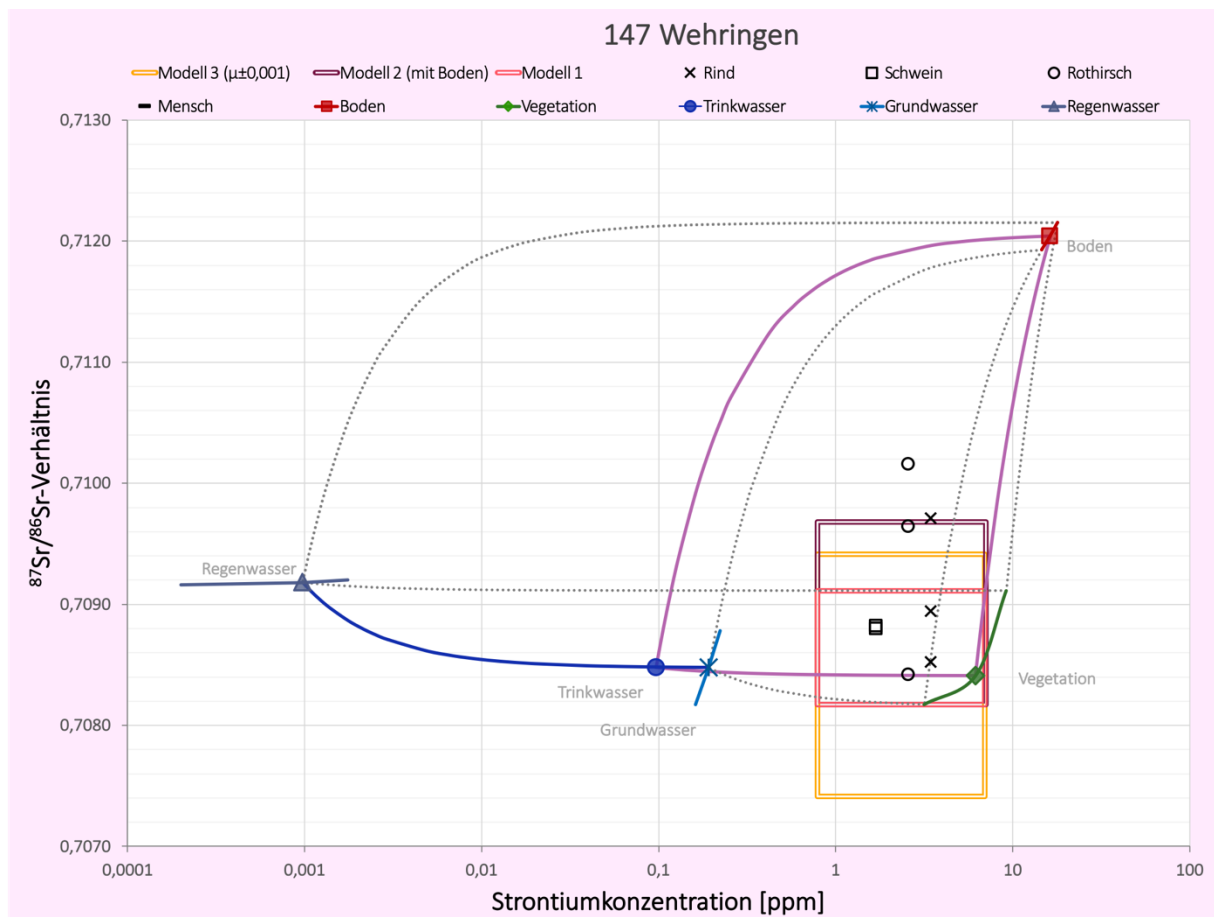
Appendix Abbildung 17 Strontiummischungsmodell des Fundortes 138, Waging.



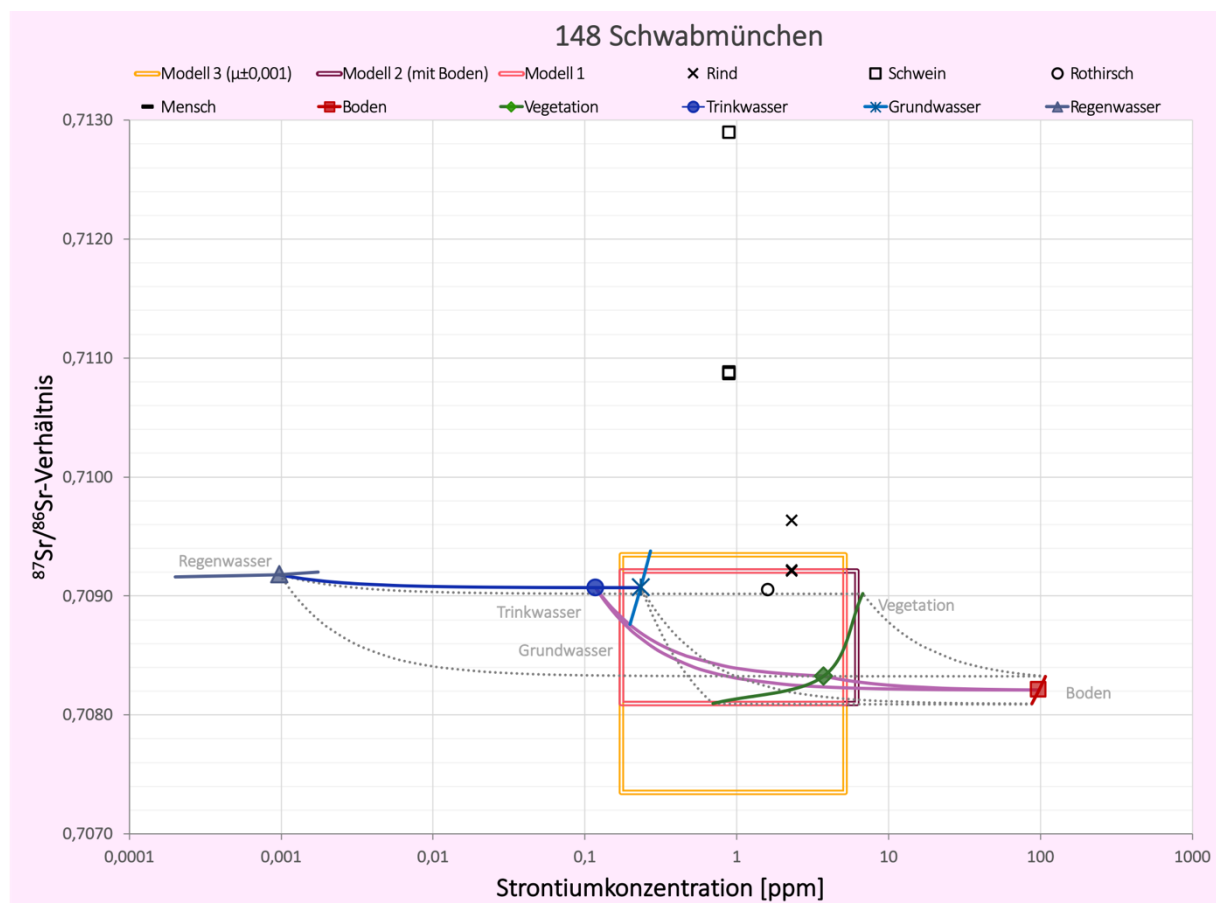
Appendix Abbildung 18 Strontiummischungsmodell des Fundortes 140, Gernlinden.



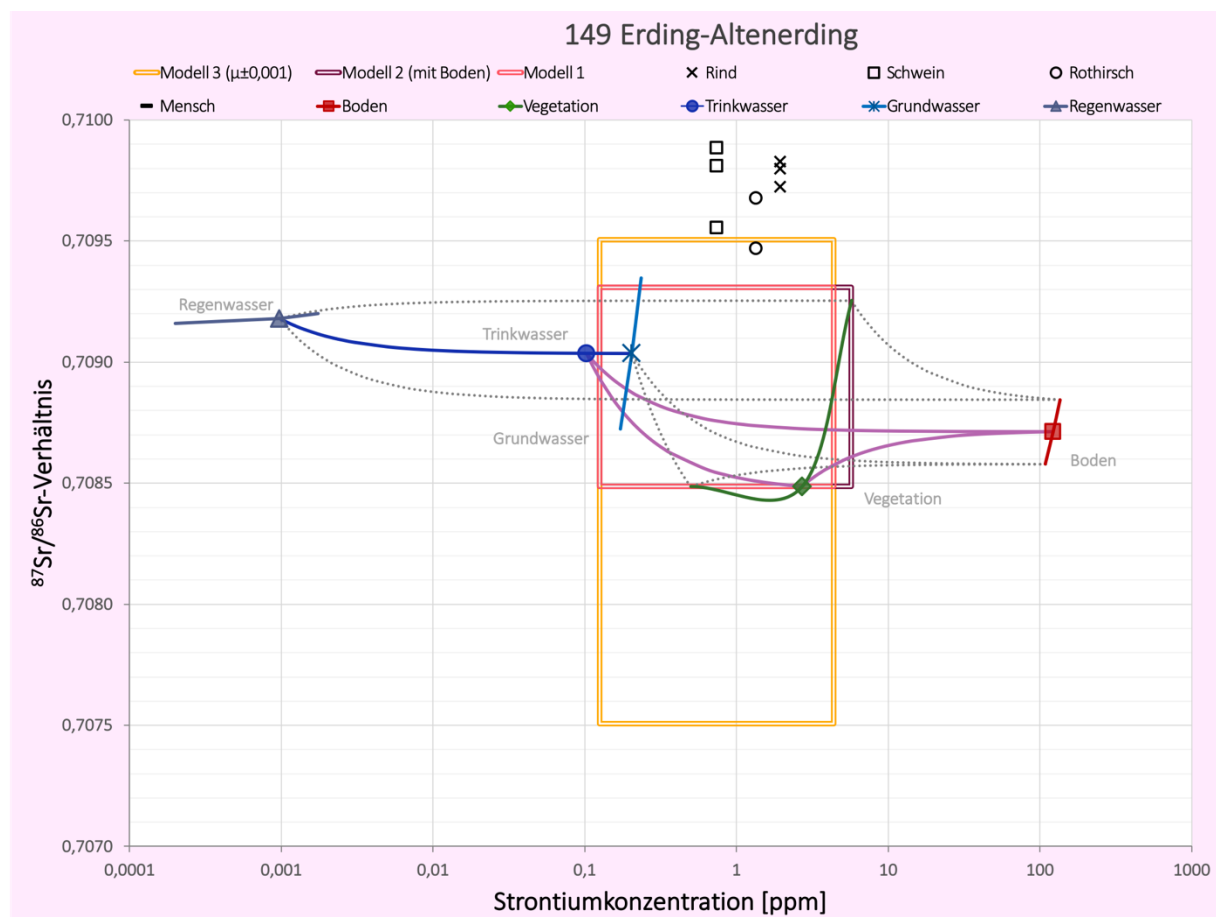
Appendix Abbildung 19 Strontiummischungsmodell des Fundortes 143, Aubing.



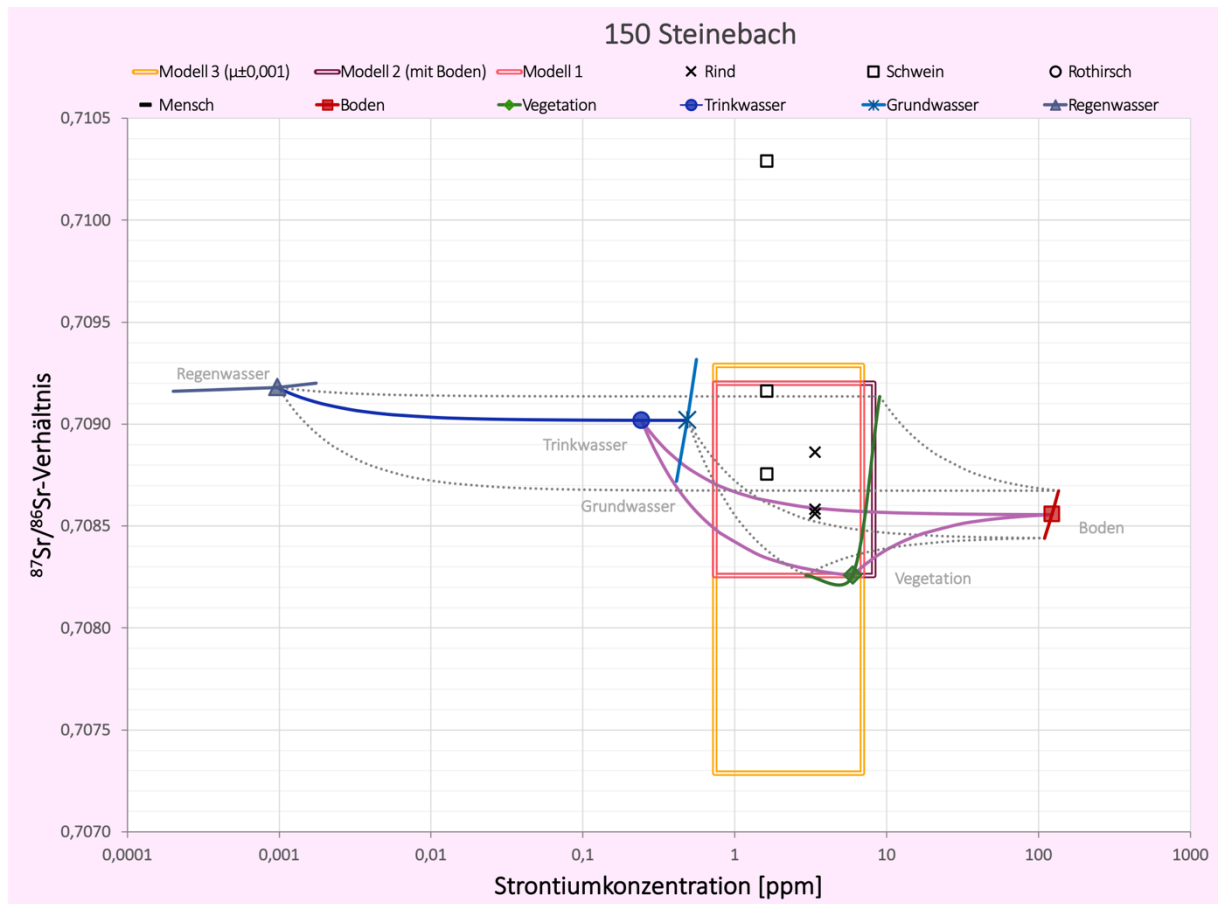
Appendix Abbildung 20 Strontiummischungsmodell des Fundortes 147, Wehringen.



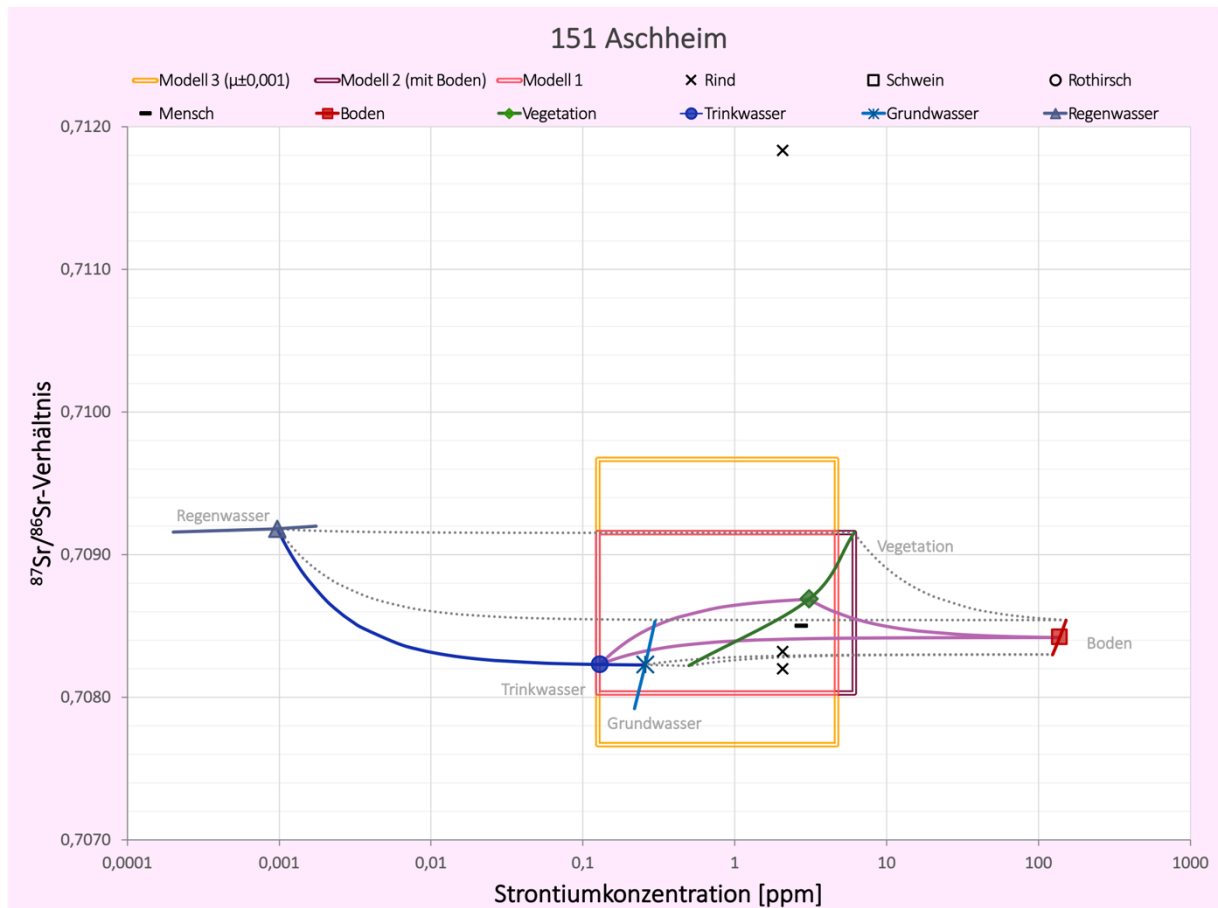
Appendix Abbildung 21 Strontiummischungsmodell des Fundortes 148, Schwabmünchen.



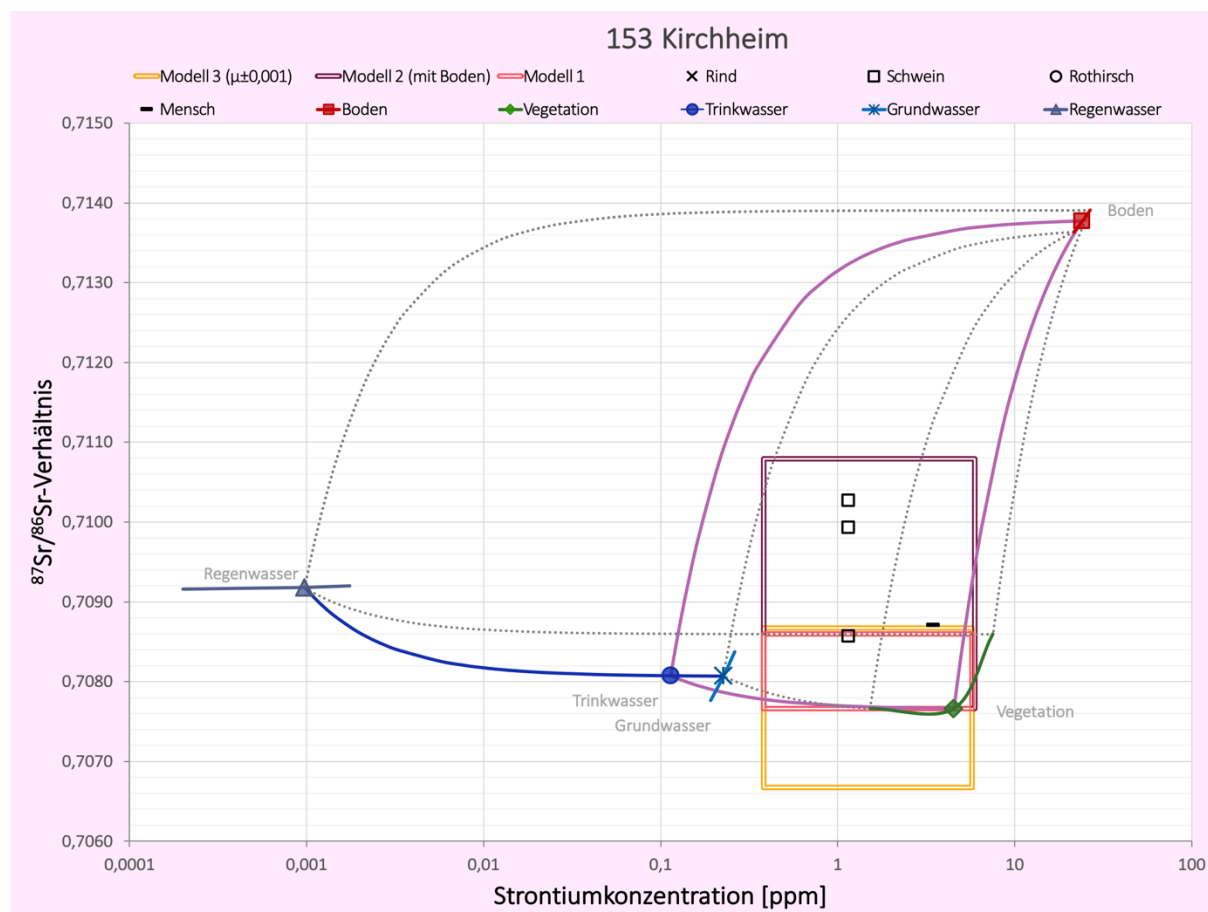
Appendix Abbildung 22 Strontiummischungsmodell des Fundortes 149, Erding.



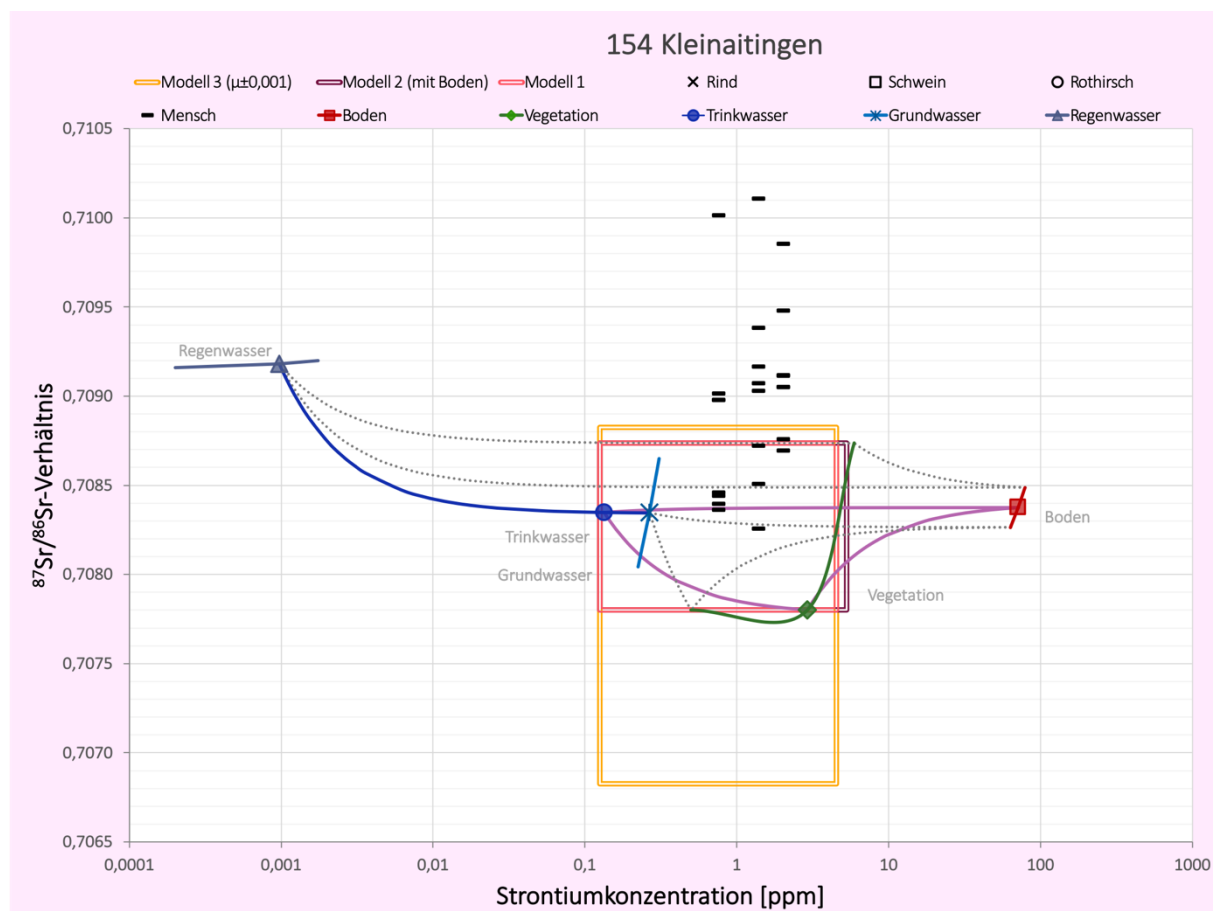
Appendix Abbildung 23 Strontiummischungsmodell des Fundortes 150, Steinebach.



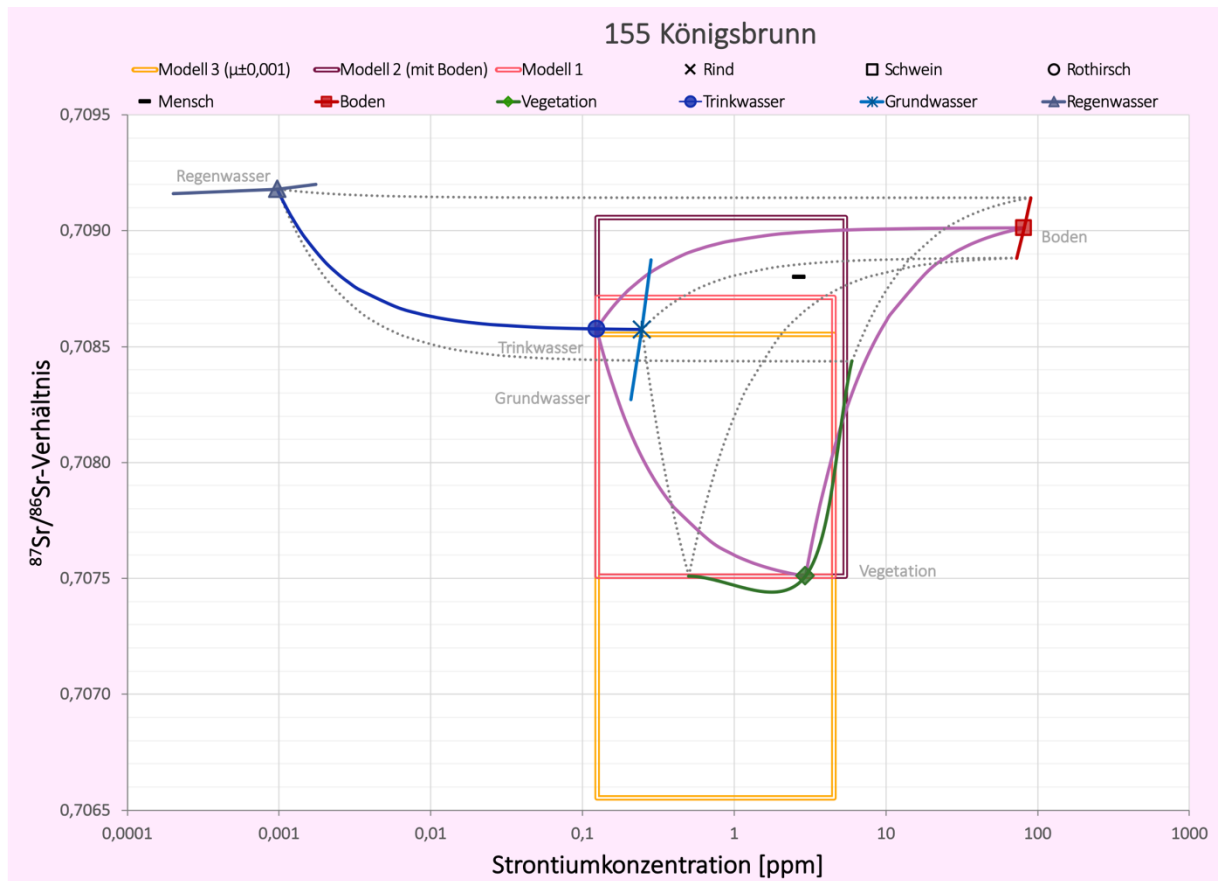
Appendix Abbildung 24 Strontiummischungsmodell des Fundortes 151, Aschheim.



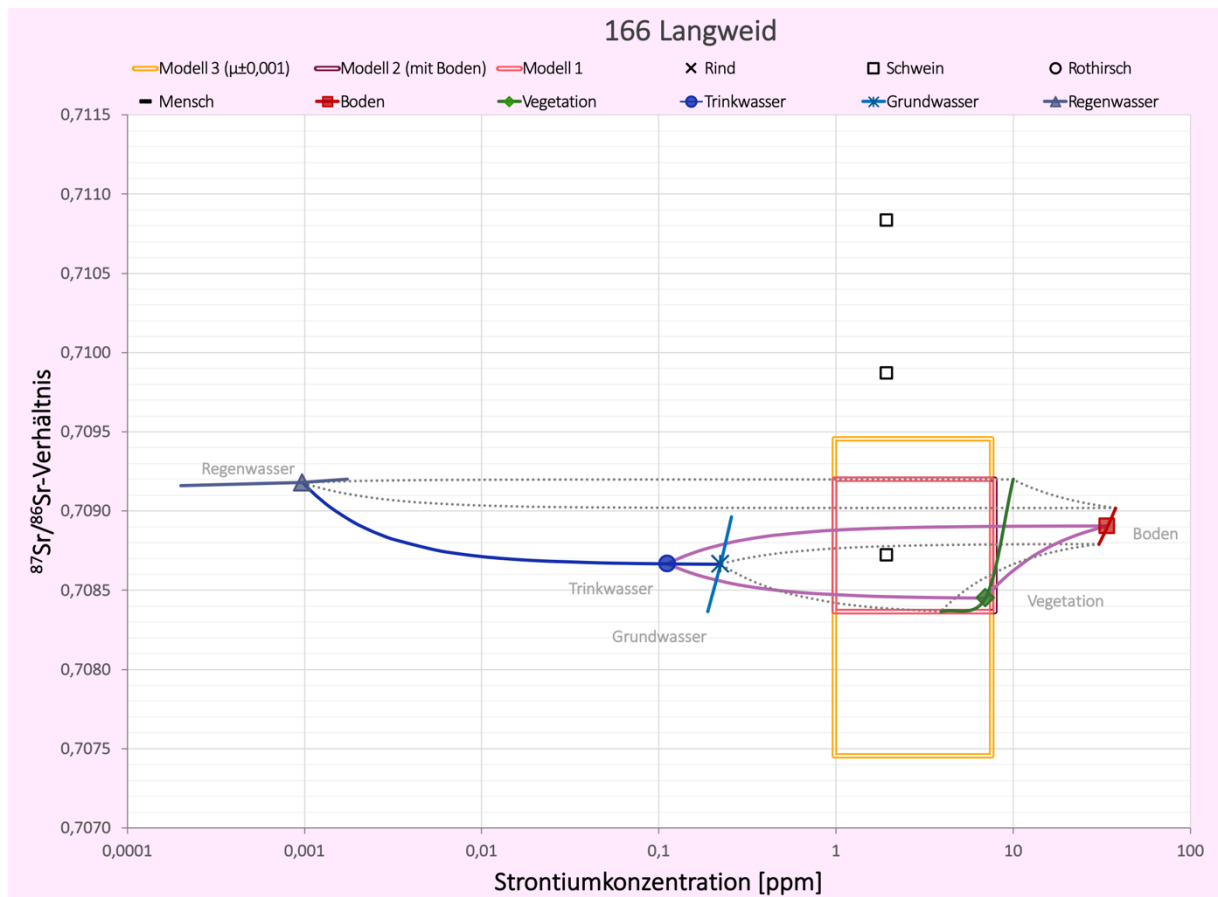
Appendix Abbildung 25 Strontiummischungsmodell des Fundortes 153, Kirchheim.



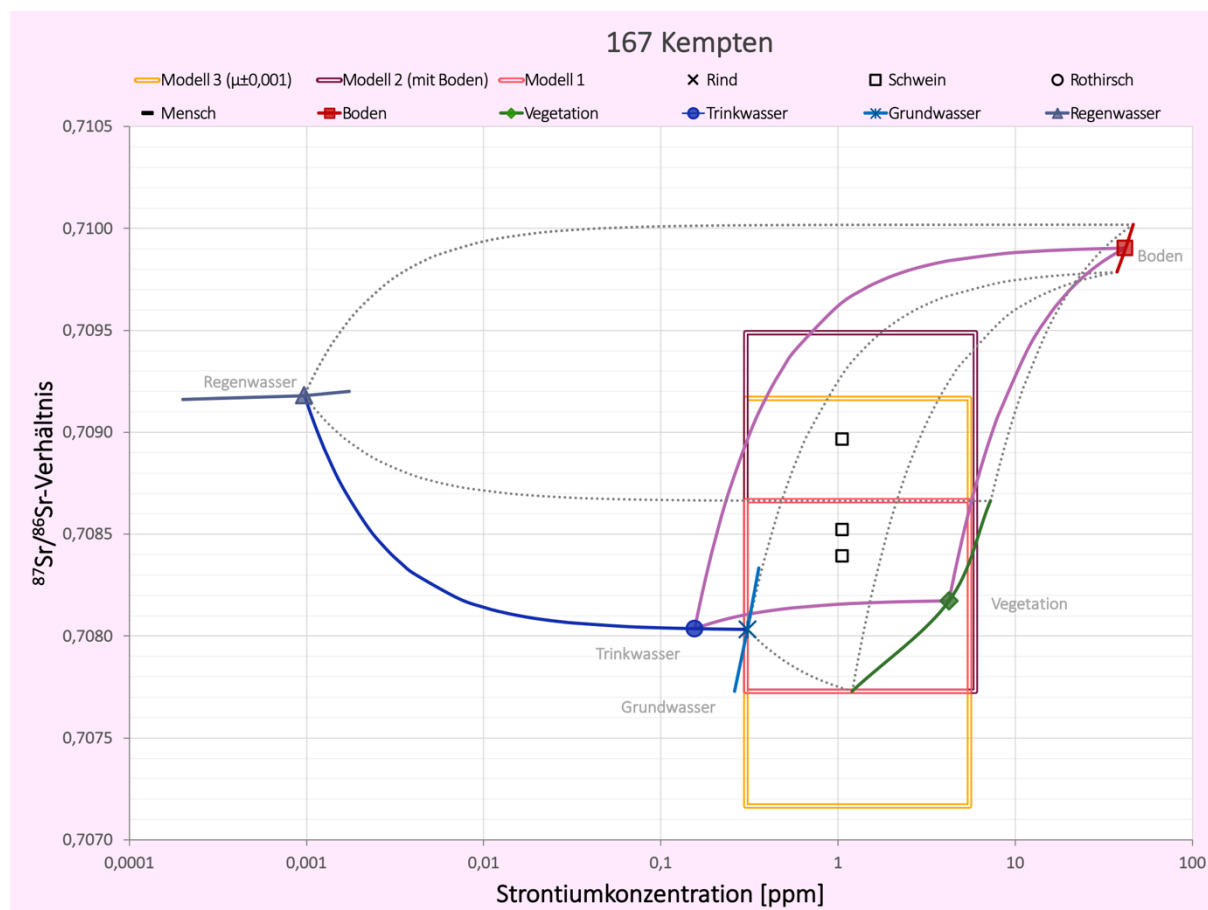
Appendix Abbildung 26 Strontiummischungsmodell des Fundortes 154, Kleinaitingen.



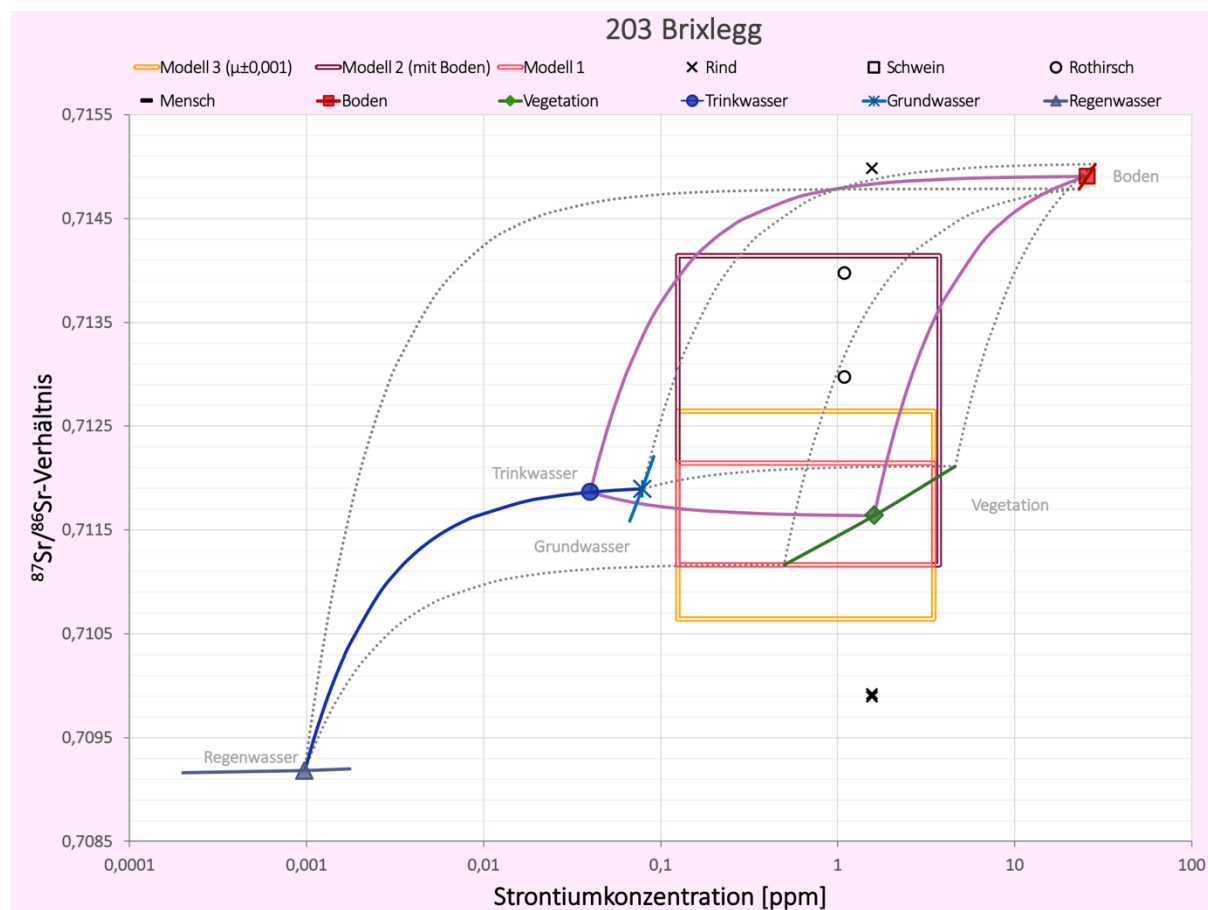
Appendix Abbildung 27 Strontiummischungsmodell des Fundortes 155, Königsbrunn.



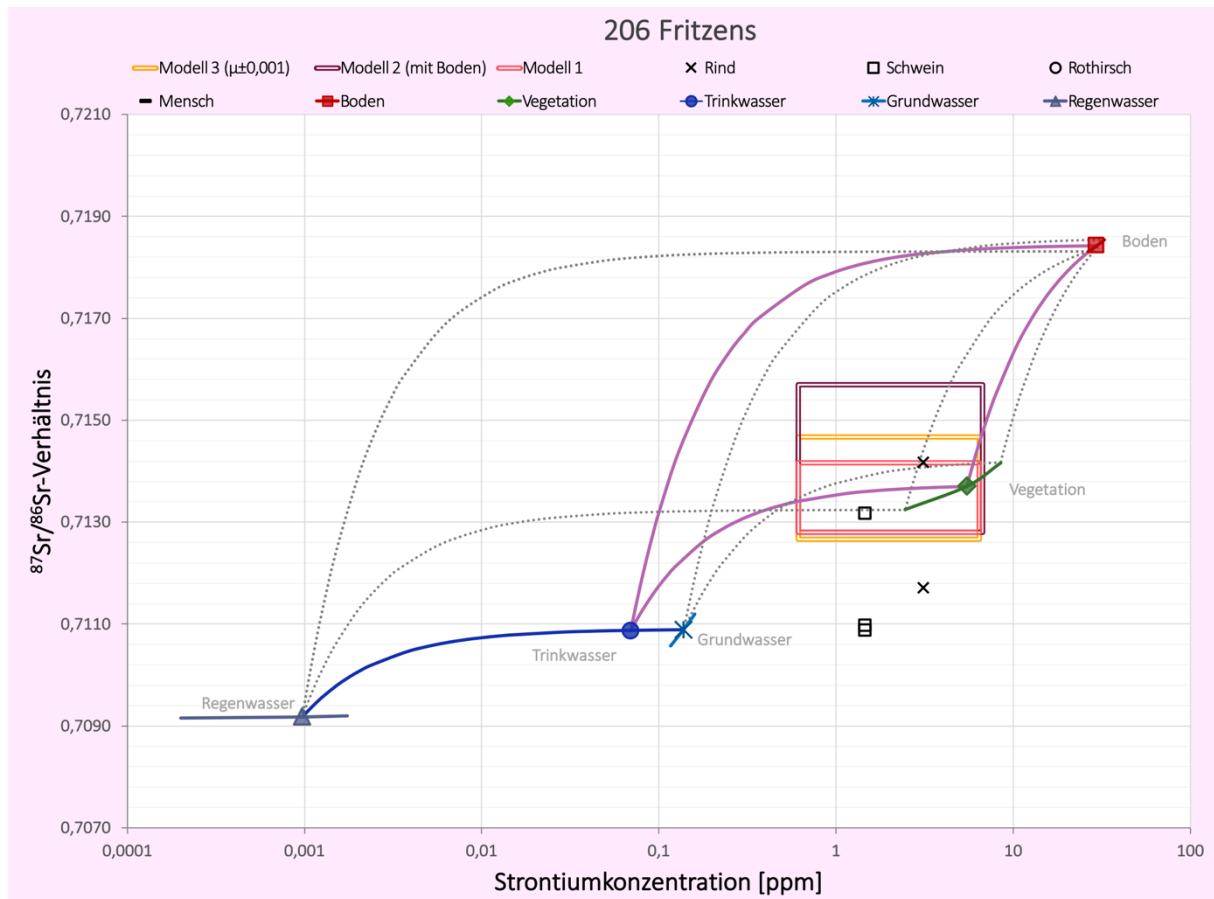
Appendix Abbildung 28 Strontiummischungsmodell des Fundortes 166, Langweid.



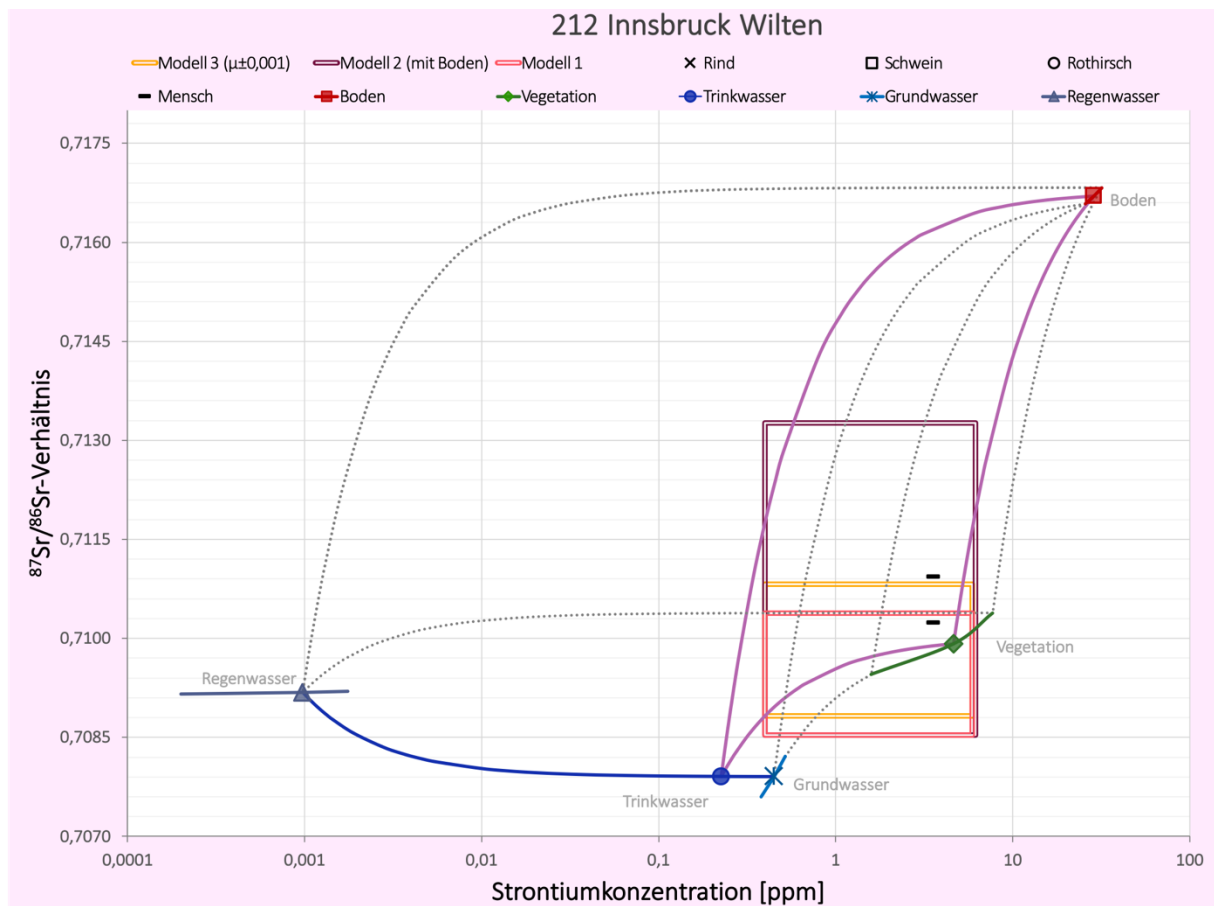
Appendix Abbildung 29 Strontiummischungsmodell des Fundortes 167, Kempten.



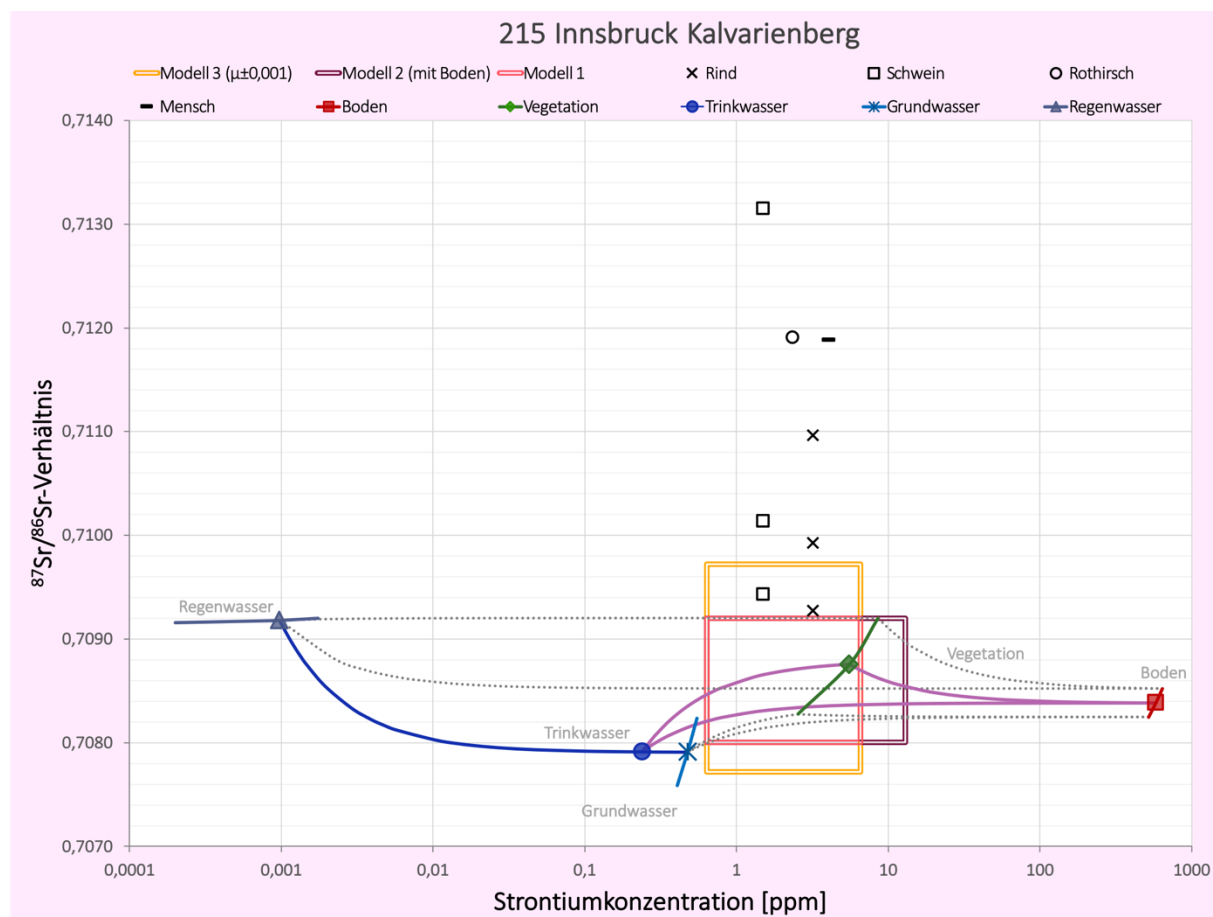
Appendix Abbildung 30 Strontiummischungsmodell des Fundortes 203, Brixlegg.



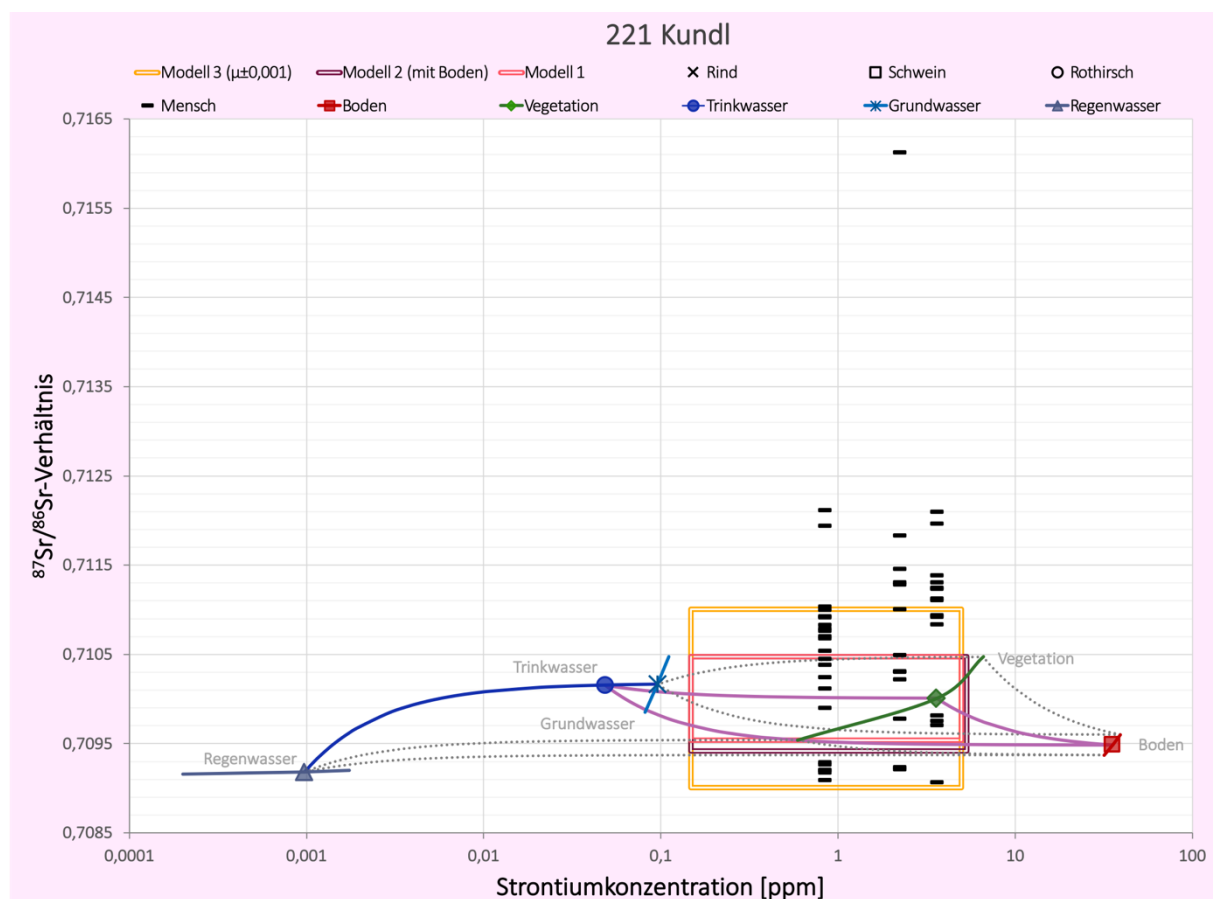
Appendix Abbildung 31 Strontiummischungsmodell des Fundortes 206, Fritzens.



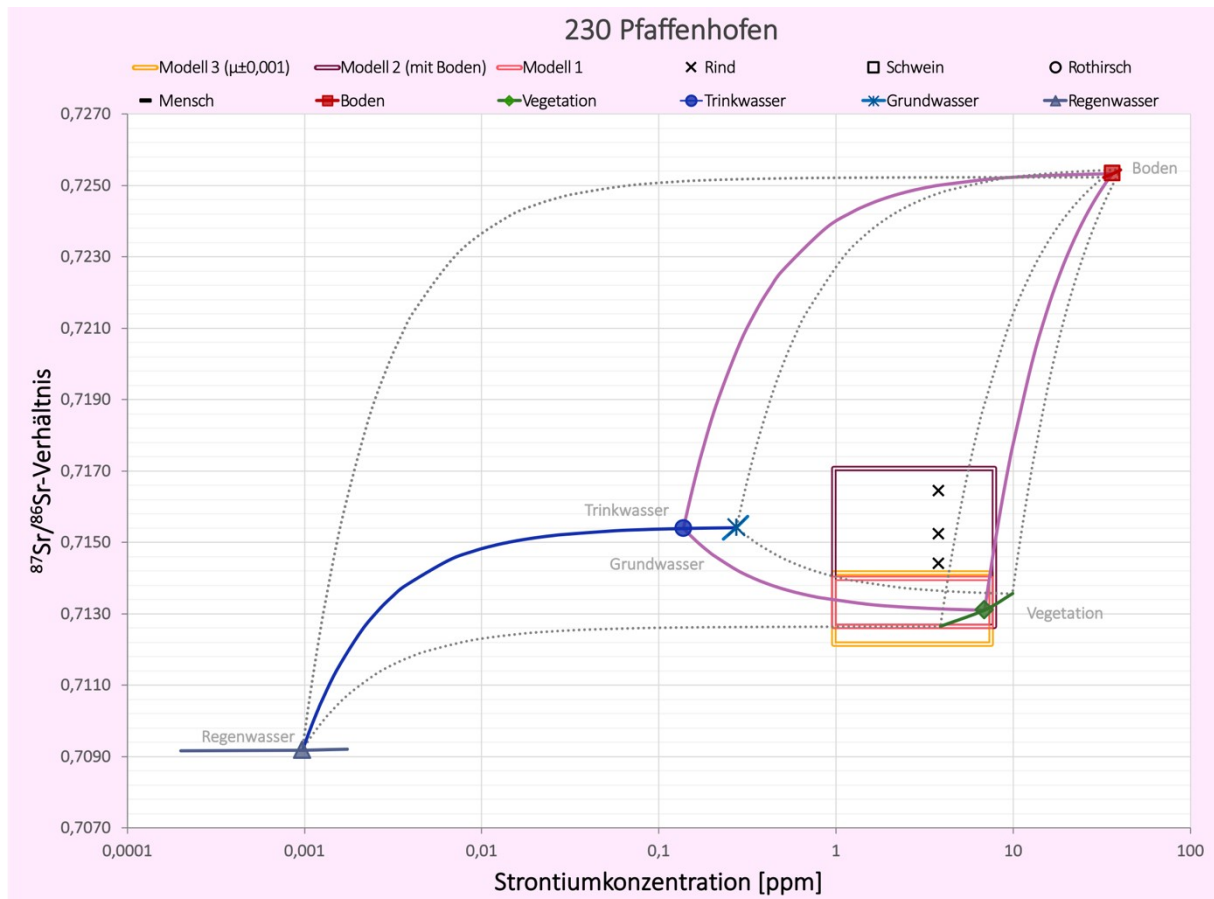
Appendix Abbildung 32 Strontiummischungsmodell des Fundortes 212, Innsbruck Wilten.



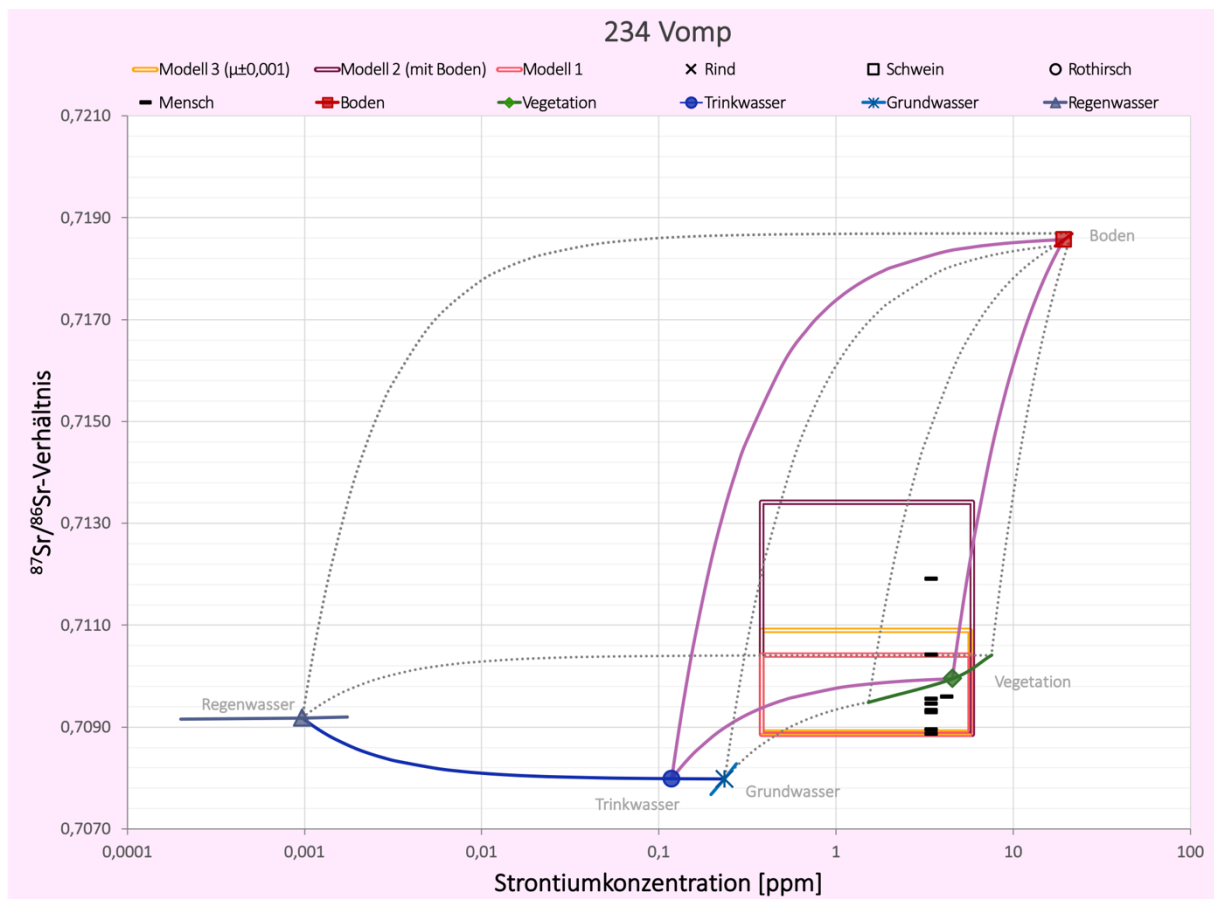
Appendix Abbildung 33 Strontiummischungsmodell des Fundortes 215, Innsbruck Kalvarienberg.



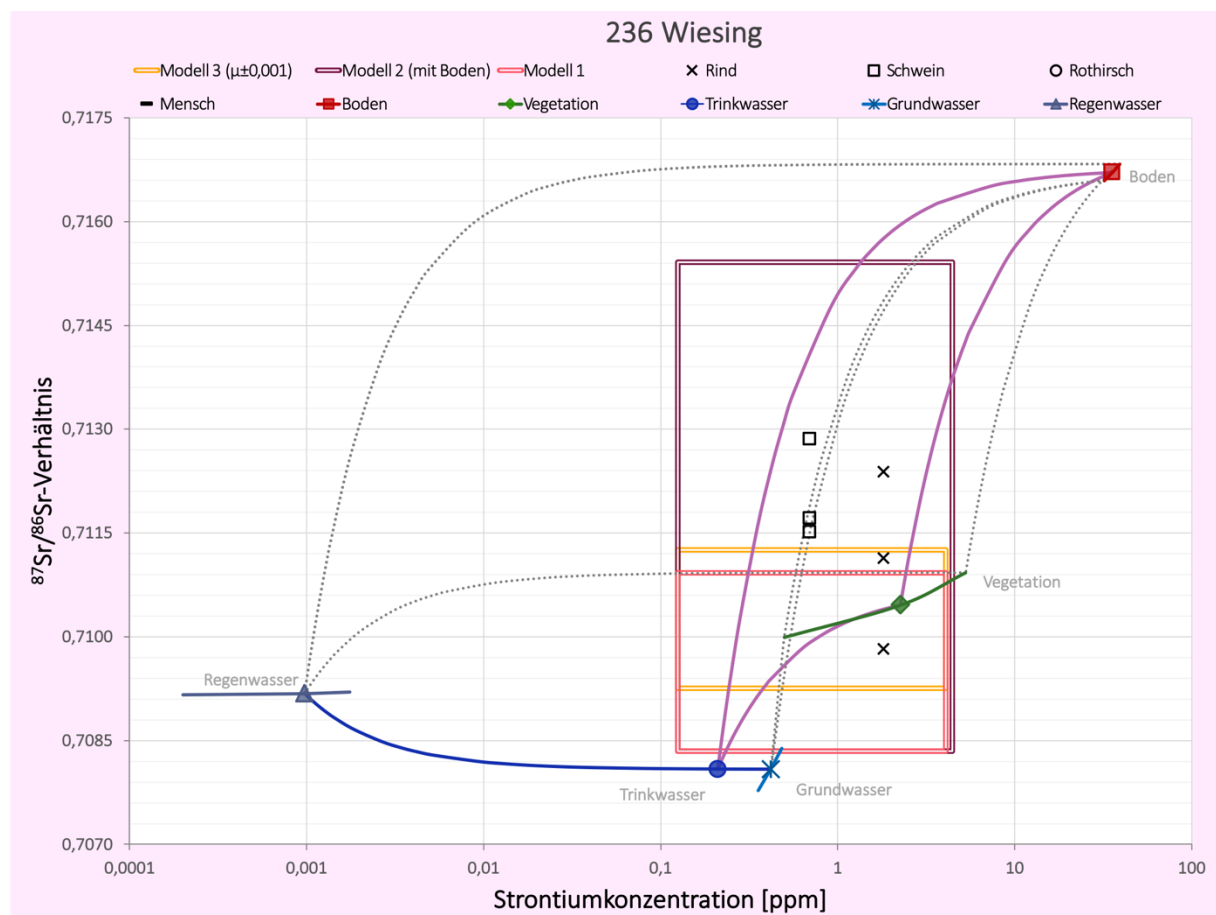
Appendix Abbildung 34 Strontiummischungsmodell des Fundortes 221, Kundl.



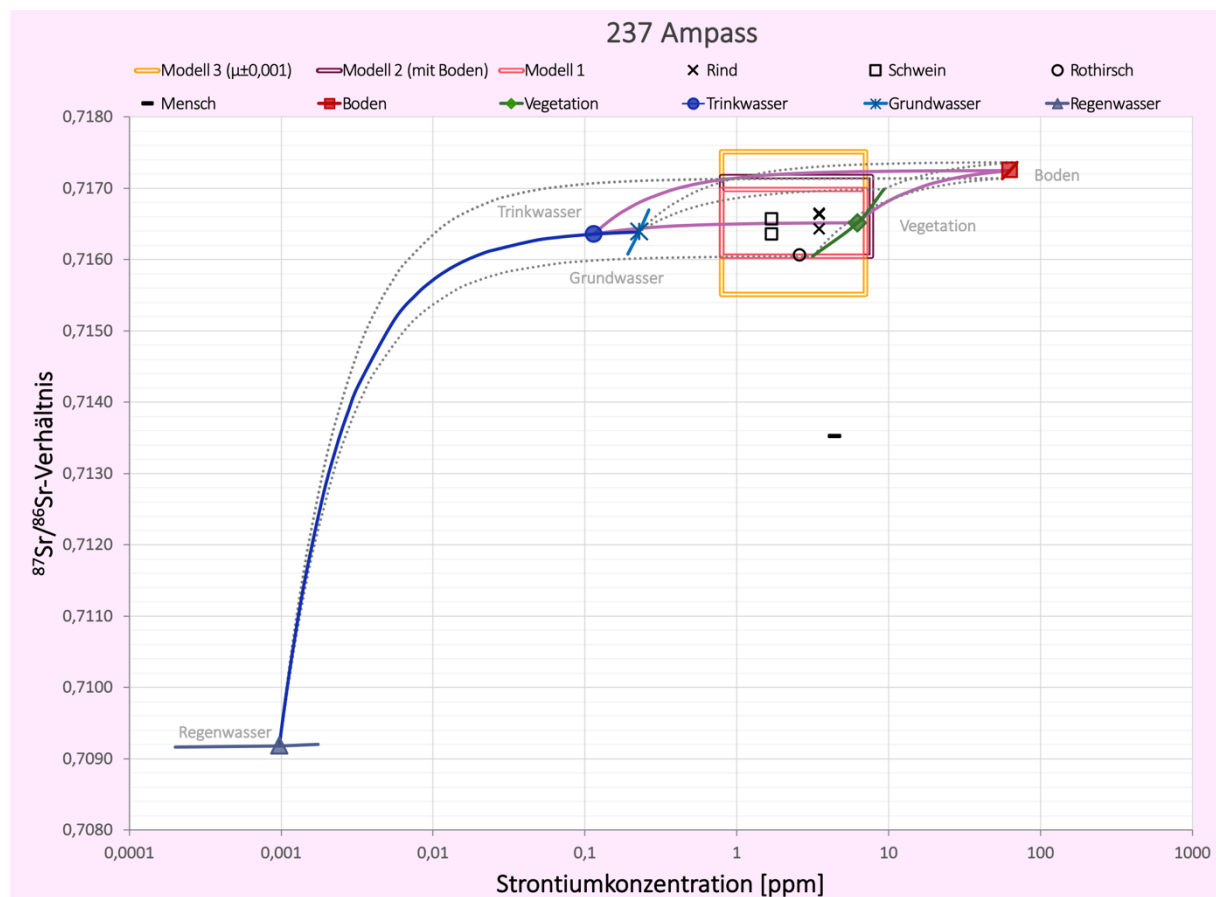
Appendix Abbildung 35 Strontiummischungsmodell des Fundortes 230, Pfaffenhofen.



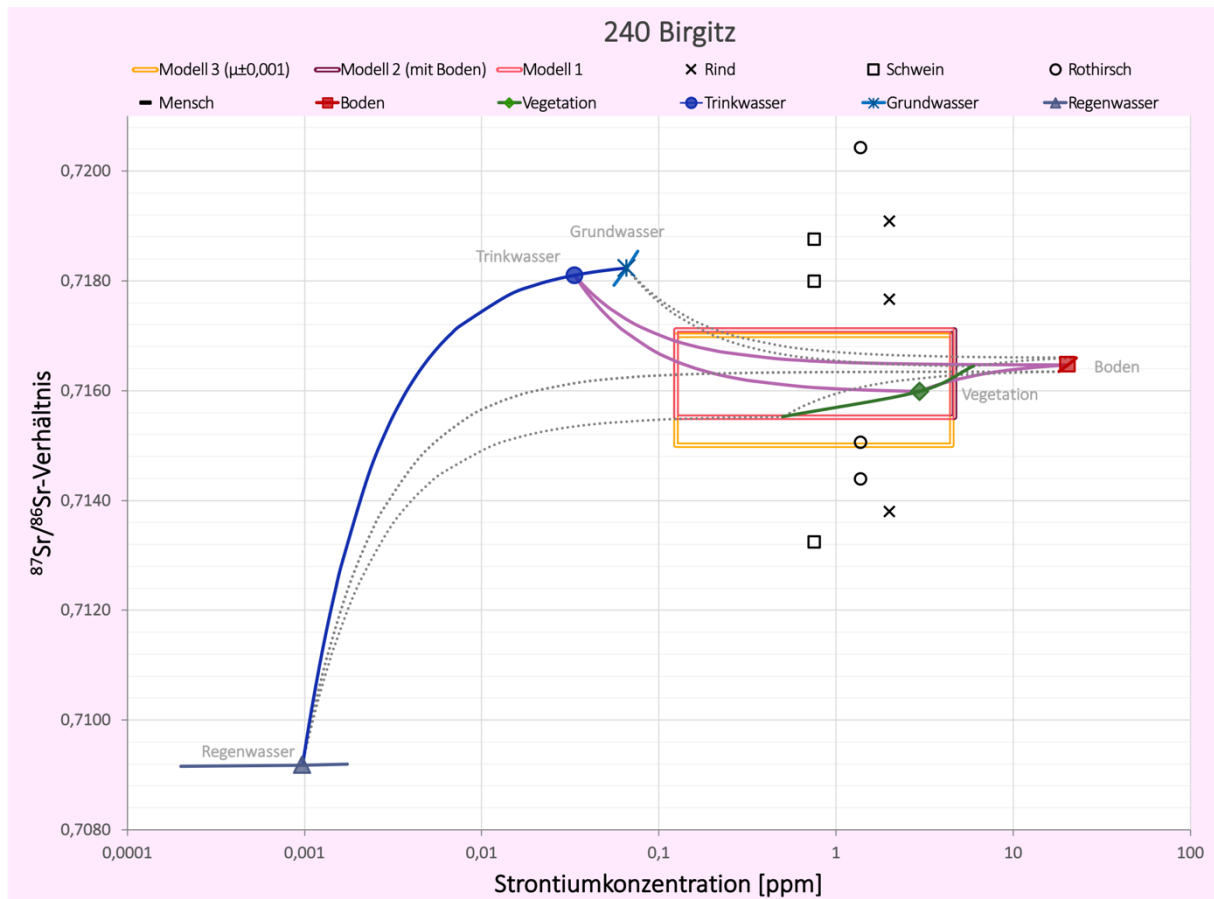
Appendix Abbildung 36 Strontiummischungsmodell des Fundortes 234, Vomp.



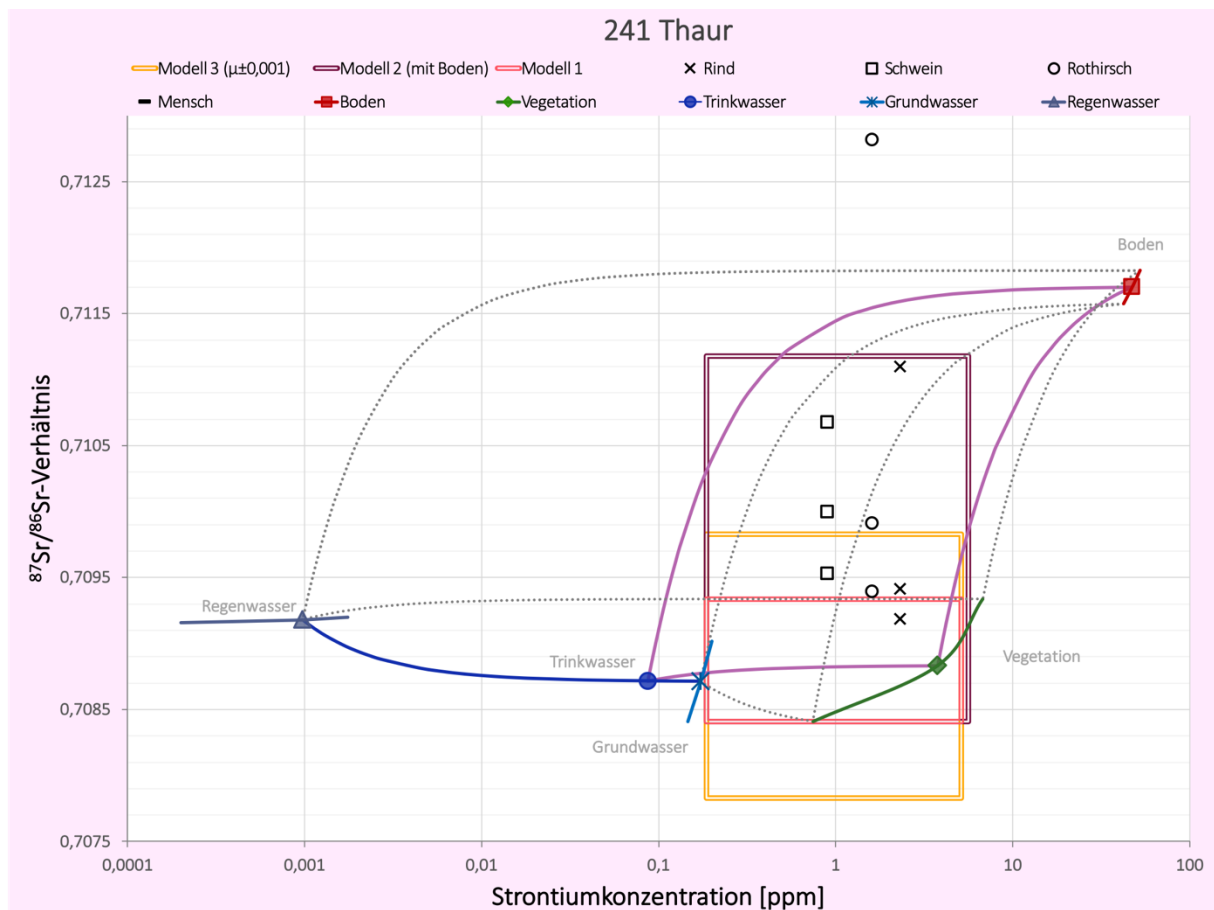
Appendix Abbildung 37 Strontiummischungsmodell des Fundortes 236, Wiesing.



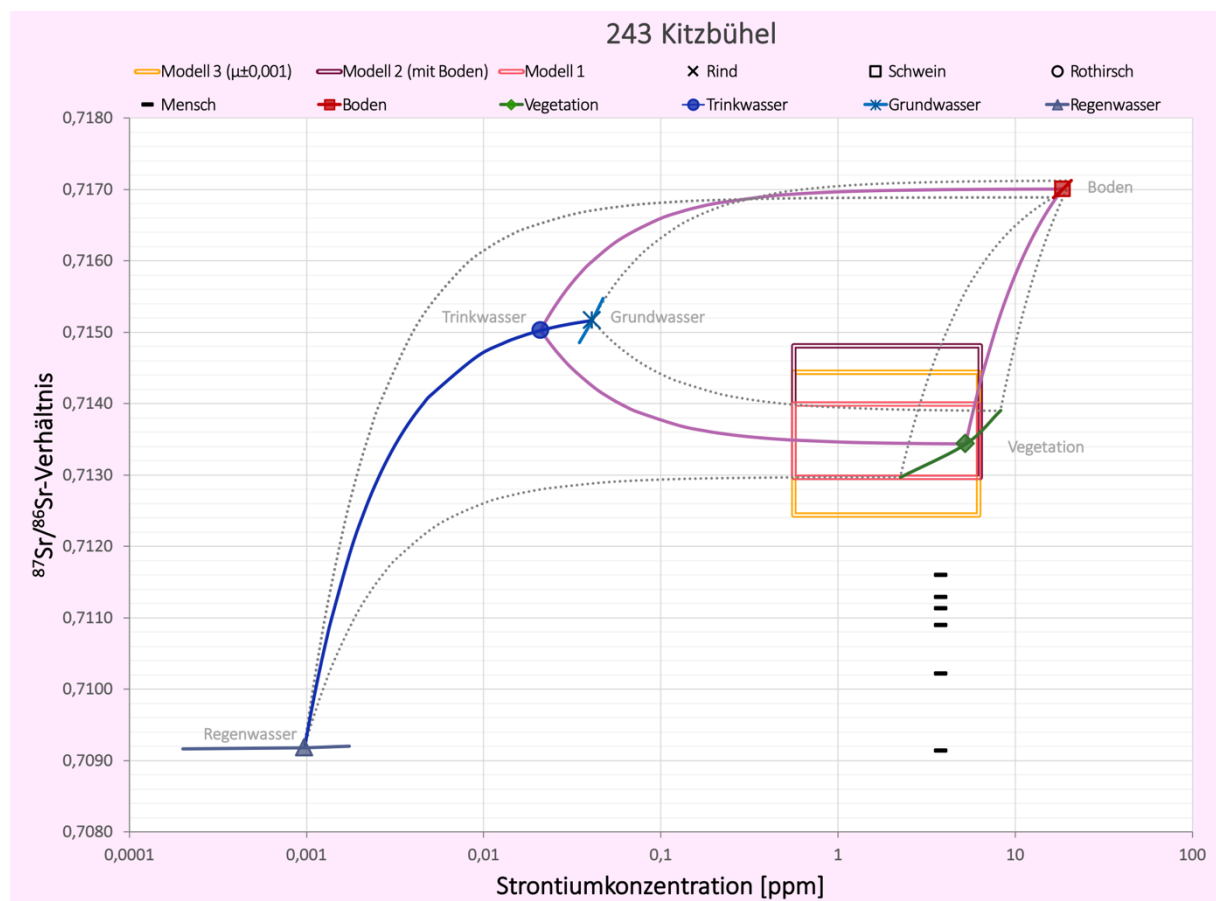
Appendix Abbildung 38 Strontiummischungsmodell des Fundortes 237, Ampass.



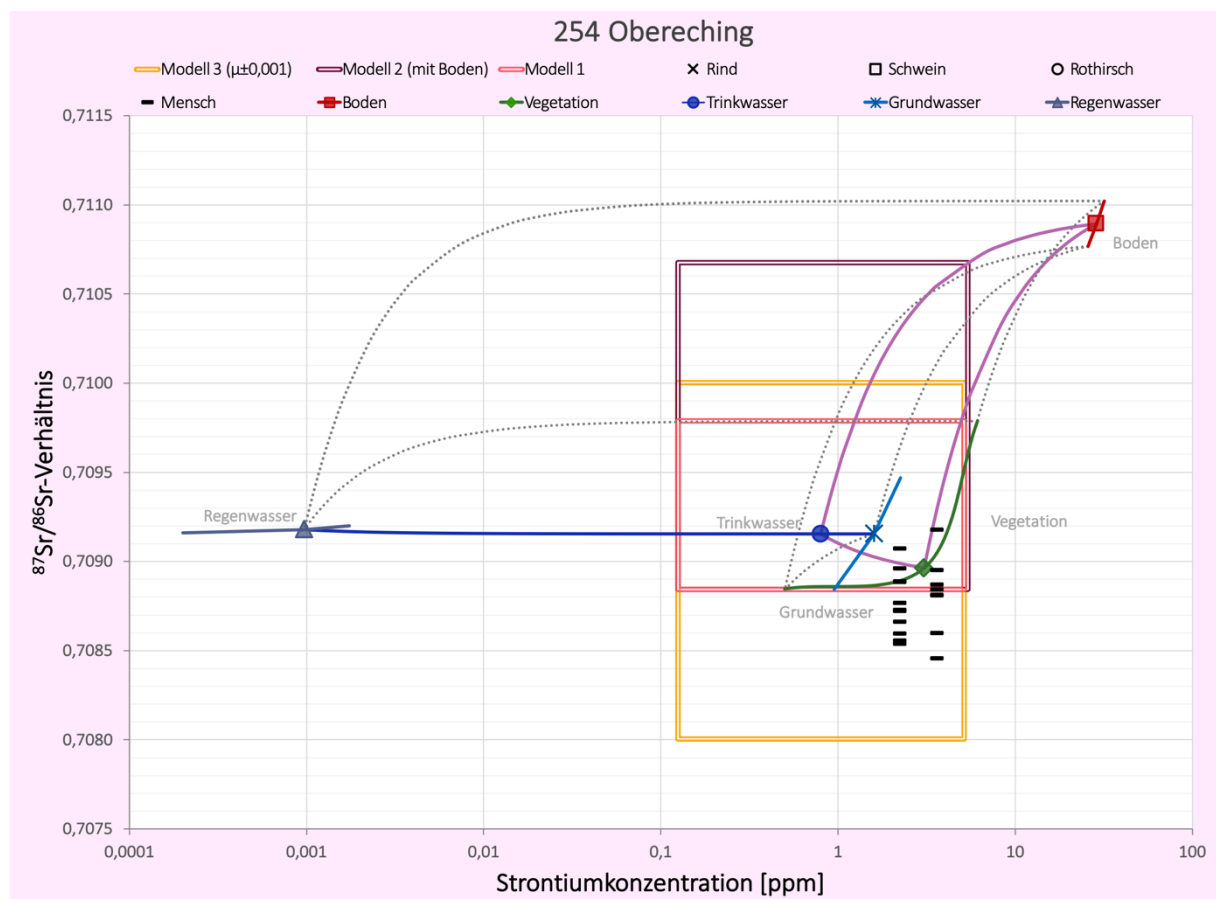
Appendix Abbildung 39 Strontiummischungsmodell des Fundortes 240, Birgitz.



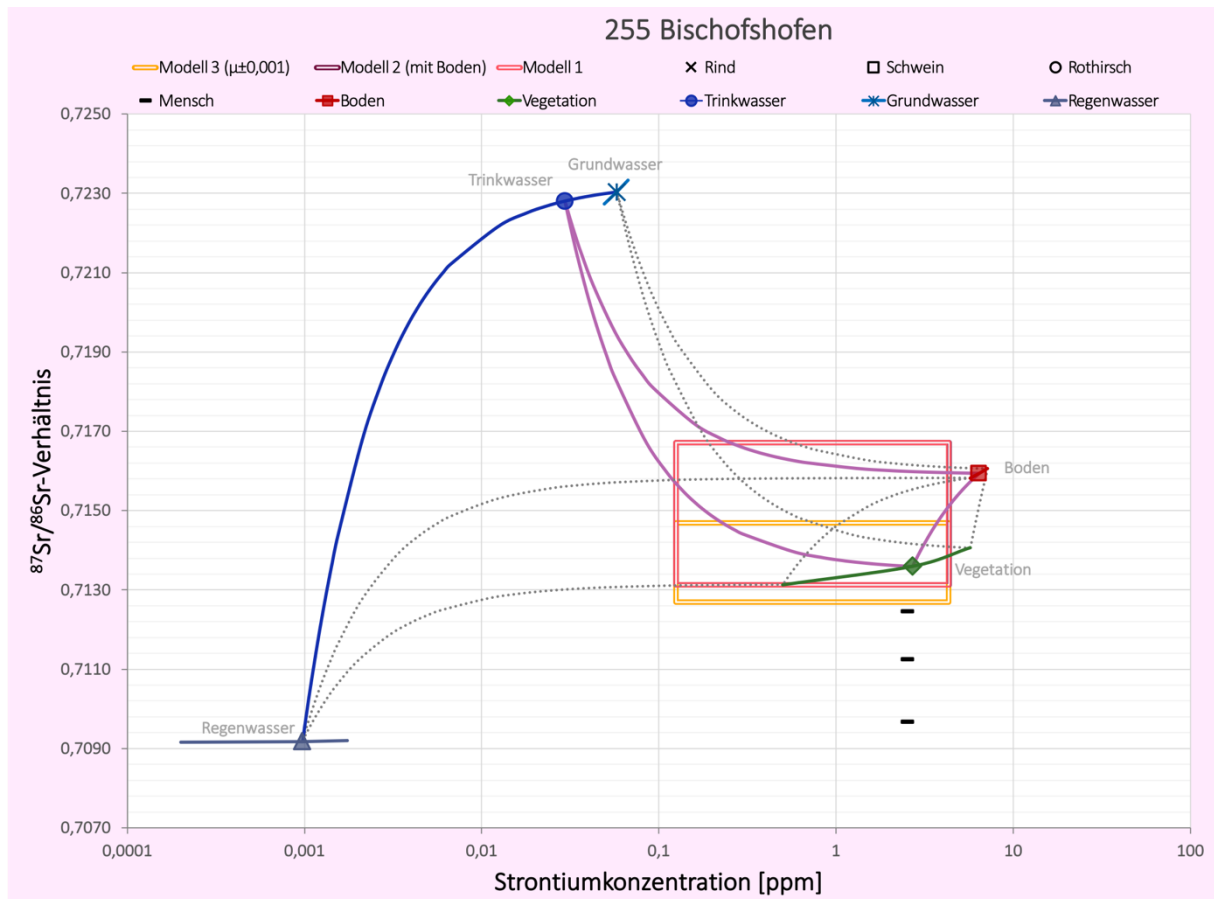
Appendix Abbildung 40 Strontiummischungsmodell des Fundortes 241, Thaur.



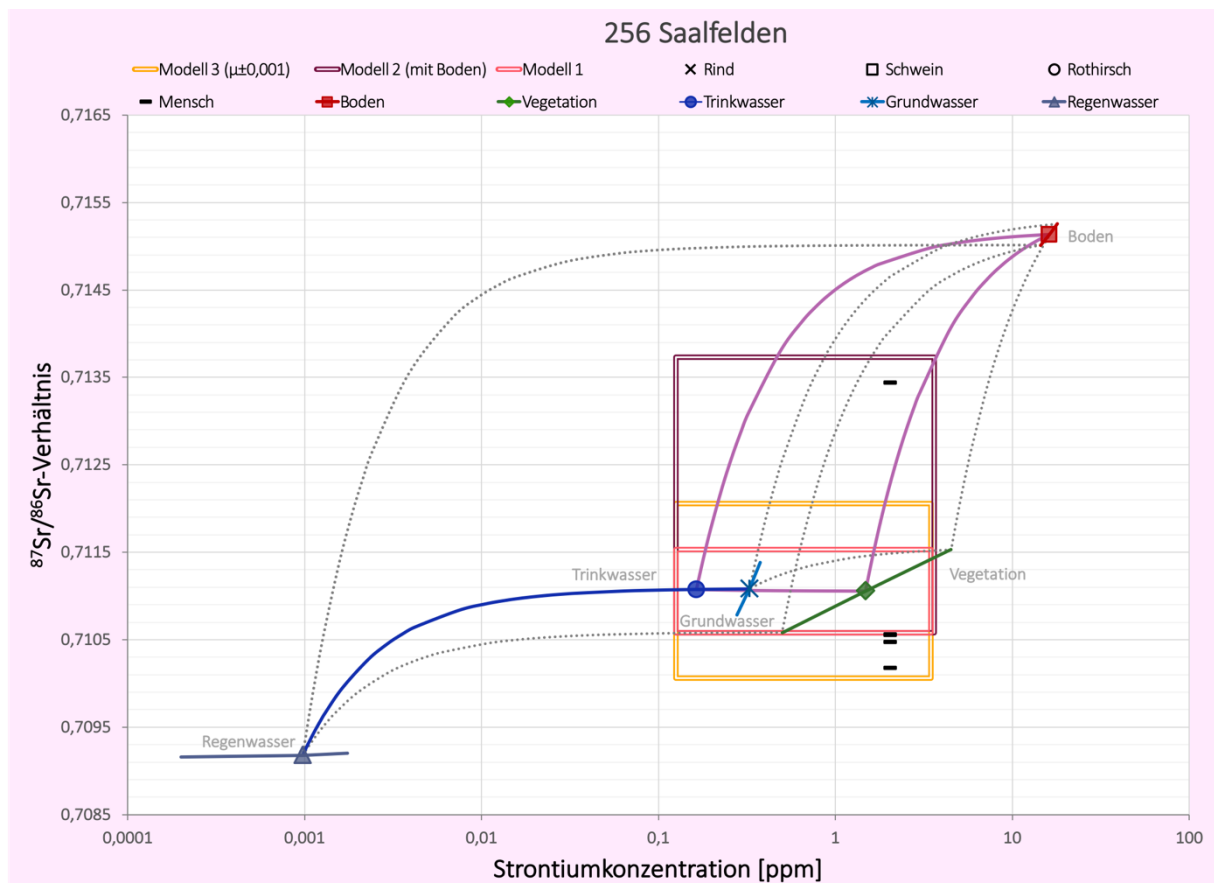
Appendix Abbildung 41 Strontiummischungsmodell des Fundortes 243, Kitzbühel.



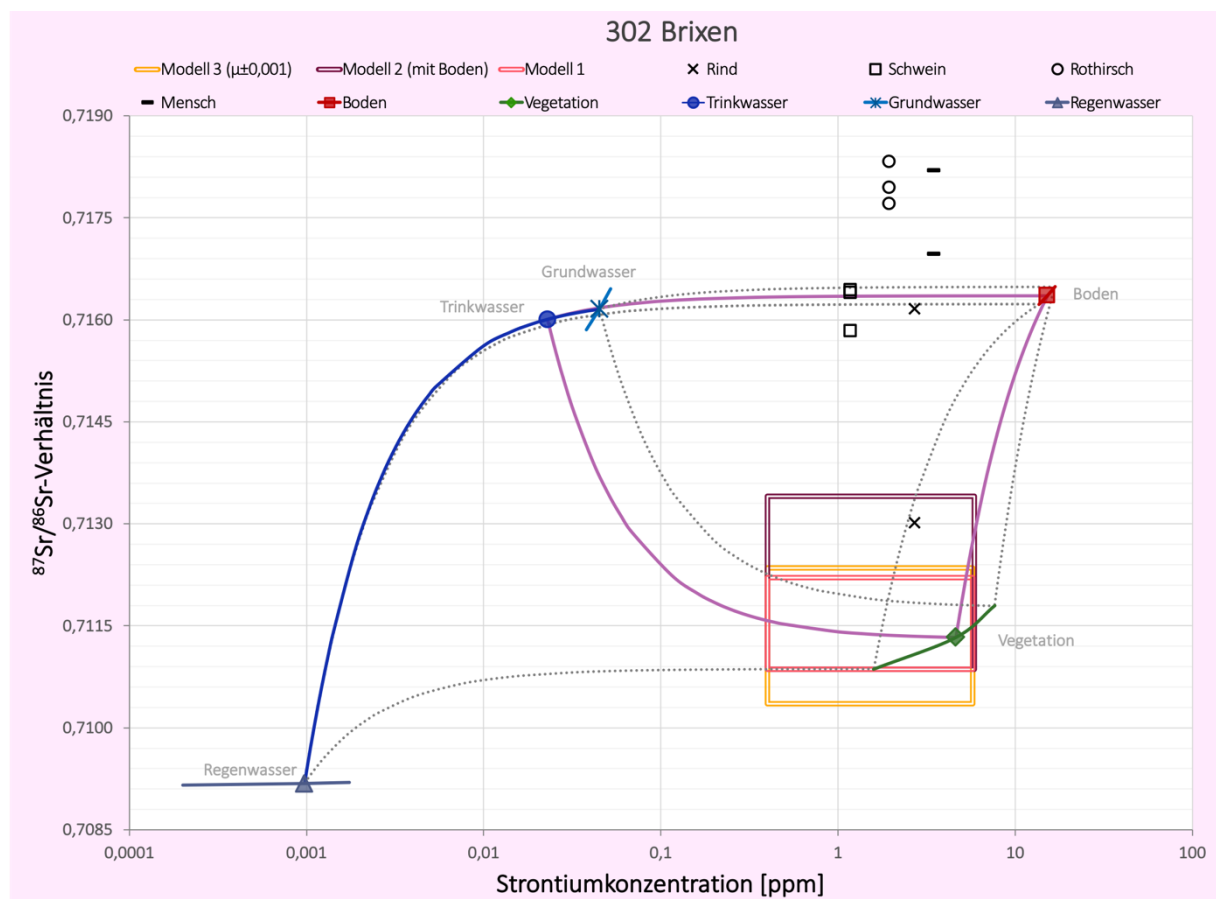
Appendix Abbildung 42 Strontiummischungsmodell des Fundortes 254, Obereching.



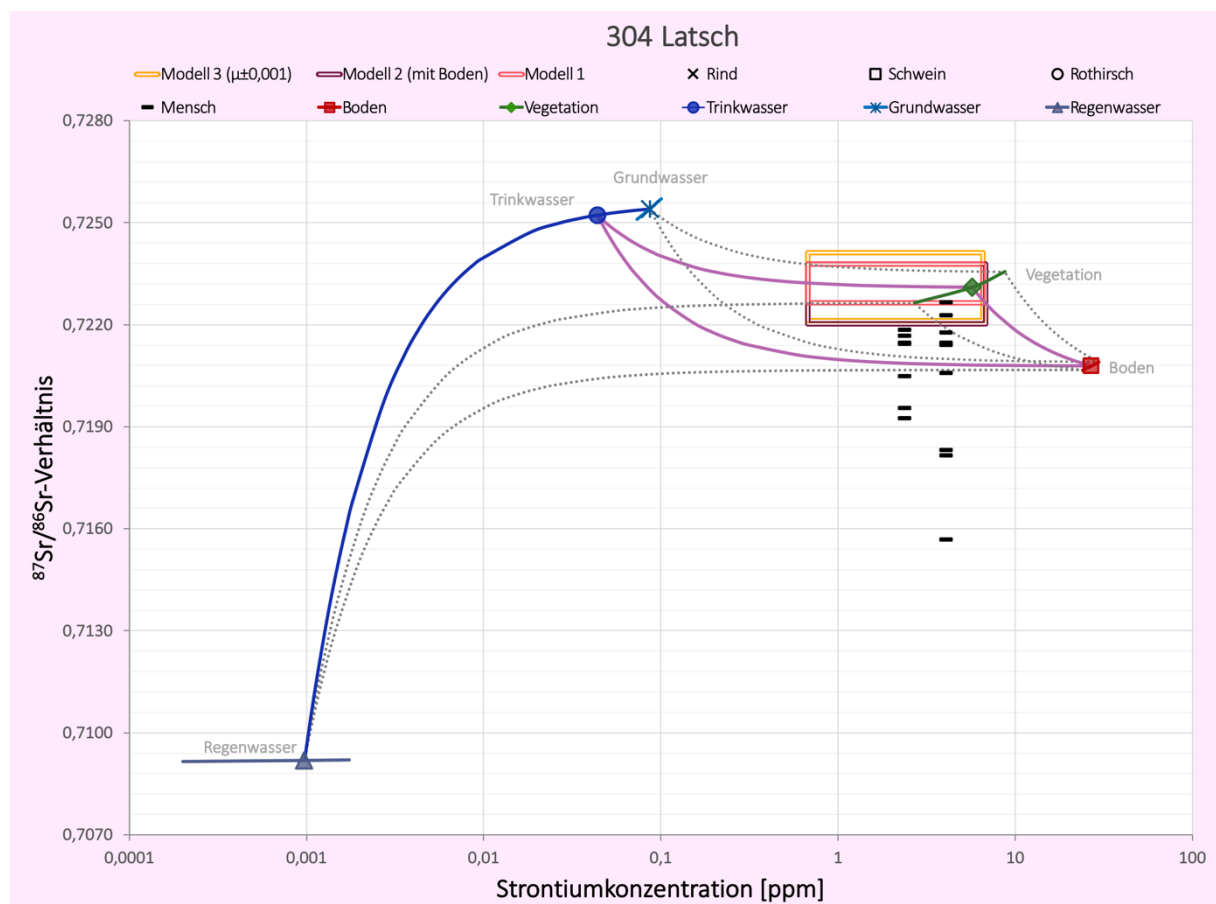
Appendix Abbildung 43 Strontiummischungsmodell des Fundortes 255, Bischofshofen.



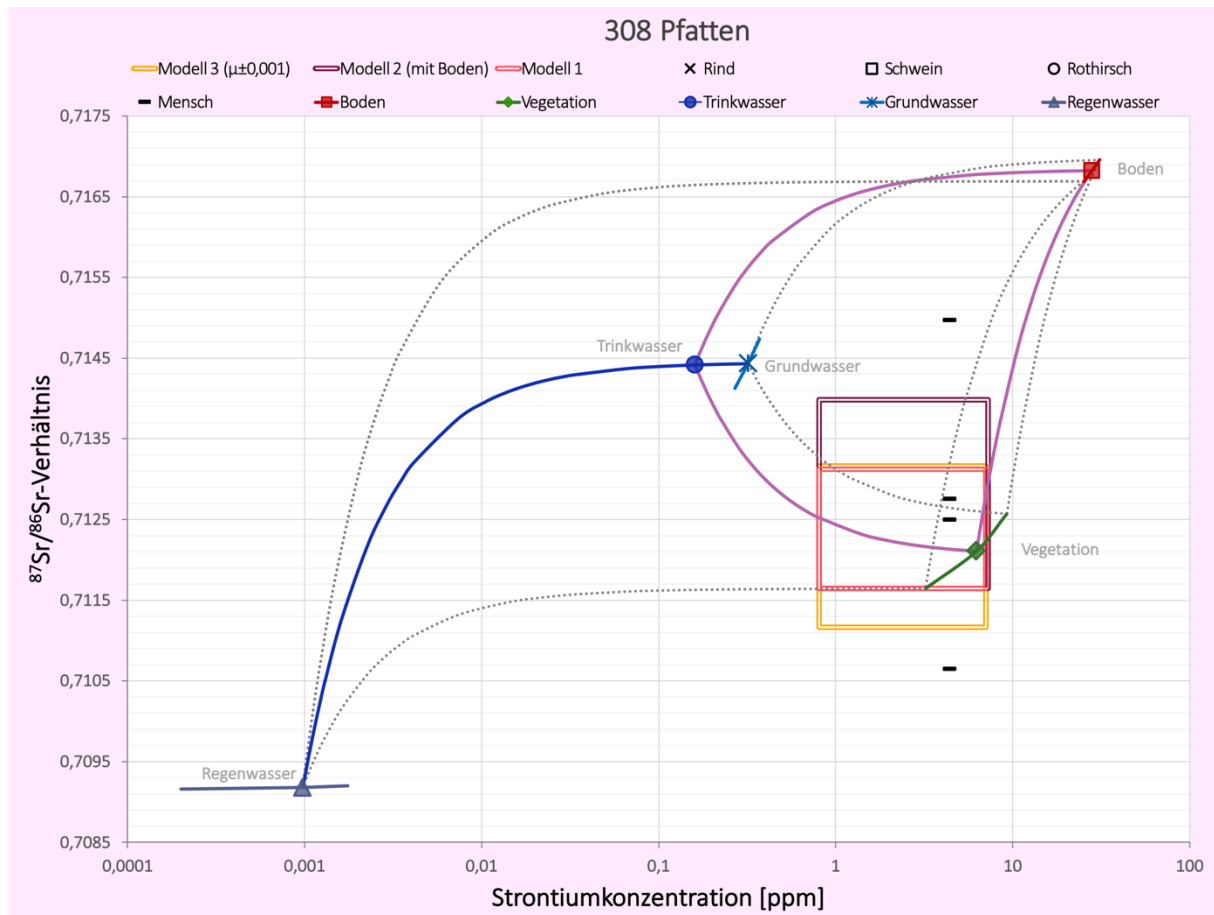
Appendix Abbildung 44 Strontiummischungsmodell des Fundortes 256, Saalfelden.



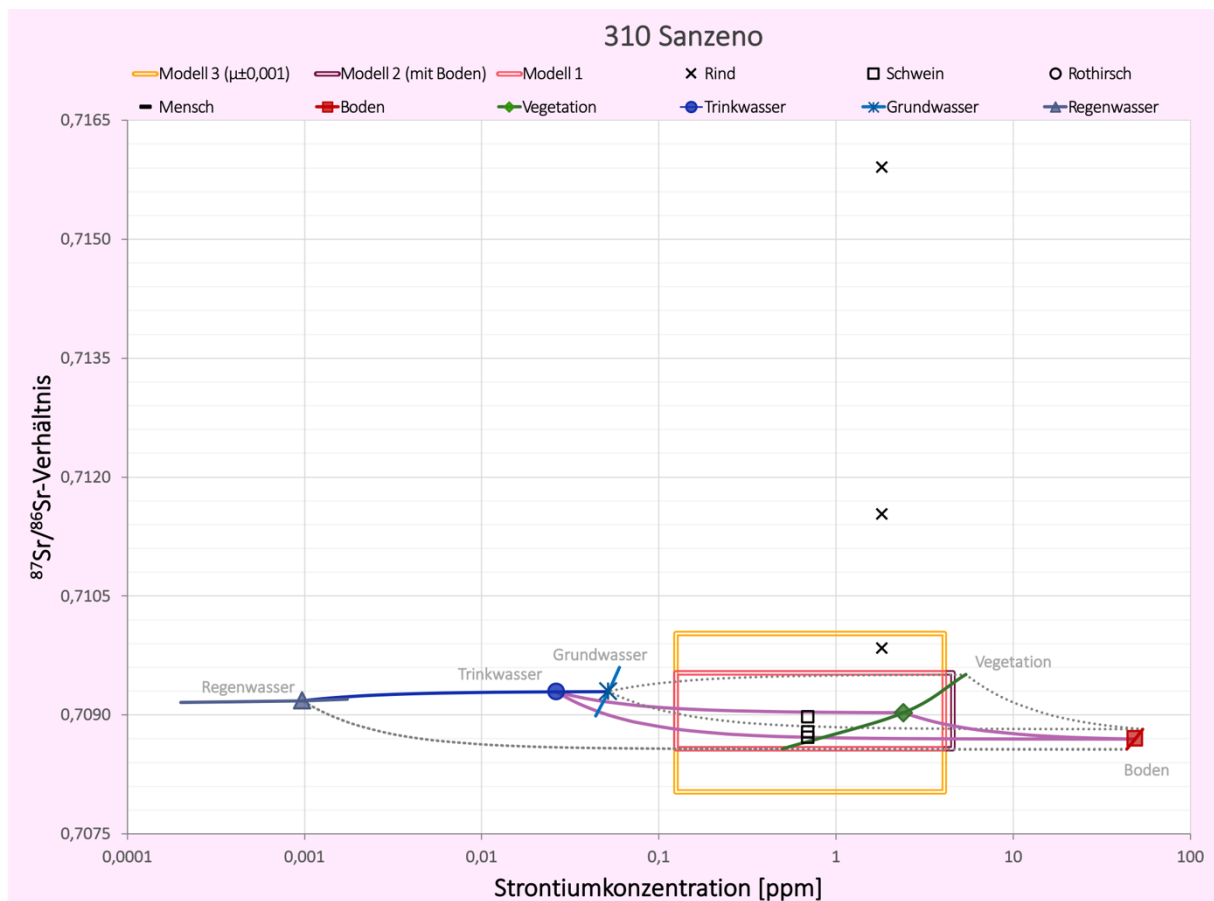
Appendix Abbildung 45 Strontiummischungsmodell des Fundortes 302, Brixen.



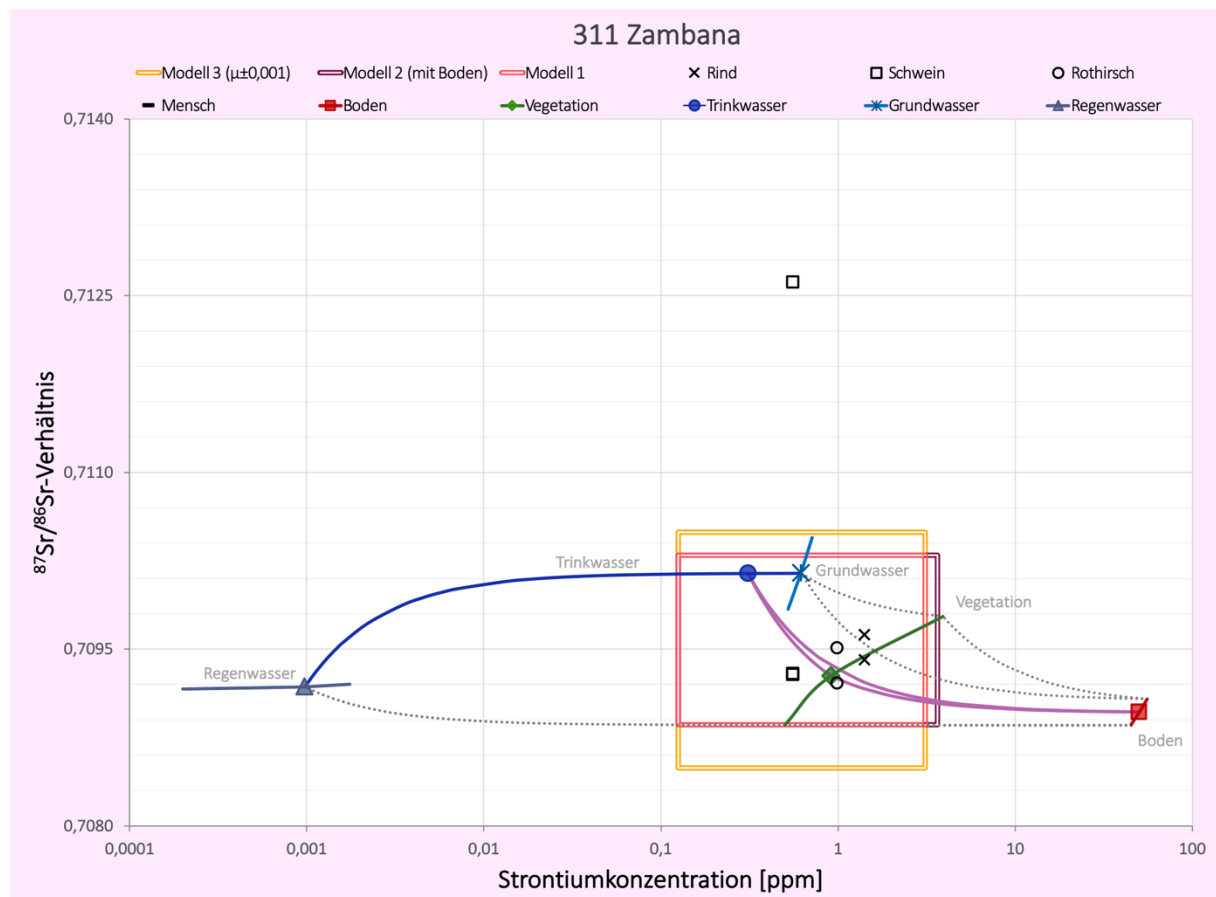
Appendix Abbildung 46 Strontiummischungsmodell des Fundortes 304, Latsch.



Appendix Abbildung 47 Strontiummischungsmodell des Fundortes 308, Pfatten.



Appendix Abbildung 48 Strontiummischungsmodell des Fundortes 310, Sanzeno.



Appendix Abbildung 49 Strontiummischungsmodell des Fundortes 311, Zambana.

C Blei

Appendix Tabelle 5 Messergebnisse der Bleiisotopenmessung der Bodenproben. Mit: FKNr= Fundortkennnummer, PKZ = Probenkennzeichnung, SE = Standardfehler der Messung.

FKNr	Fundort	PKZ	²⁰⁸ Pb / ²⁰⁴ Pb	2 SE [%]	²⁰⁷ Pb / ²⁰⁴ Pb	2 SE [%]	²⁰⁶ Pb / ²⁰⁴ Pb	2 SE [%]	²⁰⁸ Pb / ²⁰⁷ Pb	2 SE [%]	²⁰⁶ Pb / ²⁰⁷ Pb	2 SE (M) [%]
101	Aislingen	101-101	38,631	0,200	15,640	0,150	18,724	0,100	2,470	0,050	1,197	0,050
105	Bergkirchen	105-101	38,689	0,200	15,698	0,150	19,118	0,100	2,465	0,050	1,218	0,050
108	Eching	108-101	38,540	0,201	15,689	0,151	19,172	0,100	2,457	0,050	1,222	0,050
112	Farchant	112-101	38,603	0,205	15,712	0,155	19,203	0,106	2,457	0,051	1,222	0,051
118	Günzburg	118-101	38,802	0,200	15,673	0,150	19,016	0,100	2,476	0,050	1,213	0,050
125	Langengeisling	125-101	39,067	0,201	15,753	0,151	19,214	0,101	2,480	0,050	1,220	0,050
130	Obermenzing	130-101	38,524	0,201	15,683	0,151	18,689	0,101	2,456	0,050	1,192	0,050
132	Poing	132-101	38,391	0,201	15,651	0,151	18,641	0,101	2,453	0,050	1,191	0,050
136	Trudering	136-101	38,710	0,200	15,704	0,150	19,067	0,100	2,465	0,050	1,214	0,050
137	Unterhaching	137-101	38,808	0,203	15,723	0,154	19,132	0,105	2,468	0,051	1,217	0,051
138	Waging	138-101	38,943	0,202	15,691	0,152	18,999	0,103	2,482	0,051	1,211	0,050
140	Gernlinden	140-101	38,770	0,201	15,706	0,151	19,053	0,101	2,468	0,050	1,213	0,050
143	Aubing	143-101	38,649	0,201	15,679	0,151	19,015	0,101	2,465	0,050	1,213	0,050
147	Wehringen	147-101	39,095	0,200	15,698	0,150	19,266	0,100	2,490	0,050	1,230	0,050
148	Schwabmünchen	148-101	38,914	0,201	15,699	0,151	19,394	0,101	2,479	0,050	1,238	0,050
151	Aschheim	151-101	38,738	0,202	15,686	0,152	19,323	0,103	2,470	0,050	1,232	0,050
153	Kirchheim	153-101	38,922	0,200	15,718	0,150	19,705	0,100	2,476	0,050	1,254	0,050
154	Kleinaiting	154-103	38,566	0,200	15,674	0,150	18,996	0,100	2,461	0,050	1,212	0,050
155	Königsbrunn	155-101	38,226	0,201	15,632	0,151	18,493	0,101	2,445	0,050	1,183	0,050
166	Langweid	166-101	38,844	0,200	15,689	0,150	19,188	0,100	2,476	0,050	1,223	0,050
167	Kempten	167-101	38,515	0,200	15,669	0,150	18,509	0,100	2,458	0,050	1,181	0,050
212	Innsbruck Wilten	212-101	38,933	0,201	15,698	0,150	18,781	0,100	2,480	0,050	1,196	0,050
221	Kundl	223-102	38,441	0,201	15,656	0,151	18,345	0,101	2,455	0,051	1,172	0,050
234	Vomp	234-102	39,064	0,200	15,707	0,150	19,155	0,100	2,487	0,050	1,220	0,050
240	Birgitz	240-103	39,510	0,200	15,700	0,150	19,128	0,100	2,517	0,050	1,218	0,050
243	Kitzbühel	243-101	39,132	0,201	15,696	0,151	18,786	0,101	2,493	0,051	1,197	0,050
254	Obereching	254-101	38,812	0,200	15,681	0,150	18,849	0,100	2,475	0,050	1,202	0,050
255	Bischofshofen	255-101	39,537	0,200	15,727	0,150	19,295	0,100	2,514	0,050	1,227	0,050
256	Saalfelden	256-101	38,774	0,200	15,697	0,150	18,576	0,100	2,470	0,050	1,183	0,050
304	Latsch	304-103	38,537	0,201	15,677	0,151	18,557	0,101	2,458	0,050	1,184	0,050
308	Pfatten	308-105	38,913	0,201	15,715	0,151	18,620	0,101	2,476	0,050	1,185	0,050

Appendix Tabelle 6 Bleisotopenzusammensetzung der Holzproben. Mit: FKNr= Fundortkennnummer, PKZ = Probenkennzeichnung, 2 SE [%] = zweifacher Standardfehler der Messung in Prozent.

FKNr	Fundort	PKZ	²⁰⁸ Pb / ²⁰⁴ Pb	2 SE (M) [%]	²⁰⁷ Pb / ²⁰⁴ Pb	2 SE (M) [%]	²⁰⁶ Pb / ²⁰⁴ Pb	2 SE (M) [%]	²⁰⁸ Pb / ²⁰⁷ Pb	2 SE (M) [%]	²⁰⁶ Pb / ²⁰⁷ Pb	2 SE (M) [%]
101	Aislingen	101-102	38,425	0,200	15,664	0,150	18,671	0,101	2,453	0,051	1,192	0,050
105	Bergkirchen	105-102	38,445	0,202	15,669	0,153	19,002	0,103	2,454	0,051	1,213	0,050
106	Berching	106-106	38,294	0,202	15,613	0,153	18,333	0,104	2,453	0,050	1,174	0,050
108	Eching	108-102	38,458	0,201	15,671	0,152	18,538	0,102	2,454	0,050	1,183	0,050
112	Farchant	112-103	38,305	0,202	15,655	0,153	18,829	0,103	2,447	0,050	1,203	0,050
114	Freising	114-102	38,267	0,200	15,614	0,150	18,349	0,100	2,451	0,050	1,175	0,050
115	Griesstetten	115-102	38,338	0,200	15,639	0,150	18,476	0,100	2,452	0,050	1,181	0,050
118	Günzburg	118-104	38,549	0,202	15,663	0,151	18,410	0,102	2,461	0,050	1,175	0,050
125	Langengeisling	125-102	38,368	0,201	15,670	0,151	18,920	0,102	2,449	0,050	1,207	0,050
127	Manching	127-102	38,249	0,200	15,627	0,150	18,319	0,100	2,448	0,050	1,172	0,050
130	Obermenzing	130-102	38,097	0,201	15,605	0,151	18,357	0,101	2,441	0,050	1,176	0,050
131	Pestenacker	131-103	38,387	0,203	15,650	0,153	18,411	0,104	2,453	0,050	1,176	0,050
132	Poing	132-103	38,458	0,202	15,662	0,152	19,181	0,103	2,455	0,051	1,225	0,050
136	Trudering	136-102	38,276	0,200	15,618	0,150	18,394	0,100	2,451	0,050	1,178	0,050
137	Unterhaching	137-102	38,068	0,201	15,606	0,151	18,224	0,101	2,439	0,050	1,168	0,050
138	Waging	138-102	38,519	0,201	15,670	0,152	19,366	0,102	2,458	0,050	1,236	0,050
140	Gernlinden	140-102	38,509	0,204	15,681	0,154	19,286	0,104	2,456	0,051	1,230	0,050
143	Aubing	143-102	38,523	0,203	15,711	0,154	19,650	0,106	2,452	0,051	1,251	0,051
147	Wehringen	147-104	38,468	0,205	15,664	0,155	18,602	0,107	2,456	0,051	1,188	0,051
148	Schwabmünchen	148-102	38,294	0,201	15,625	0,152	18,347	0,103	2,451	0,050	1,174	0,050
150	Steinebach	150-104	38,325	0,200	15,632	0,150	18,376	0,100	2,452	0,050	1,175	0,050
151	Aschheim	151-102	38,449	0,201	15,664	0,151	18,890	0,102	2,455	0,051	1,206	0,050
153	Kirchheim	153-103	38,551	0,202	15,680	0,152	19,310	0,103	2,459	0,051	1,231	0,050
154	Kleinaitingen	154-102	38,425	0,204	15,648	0,155	18,952	0,107	2,456	0,050	1,211	0,050
155	Königsbrunn	155-102	38,469	0,203	15,672	0,154	18,998	0,106	2,455	0,050	1,212	0,050
166	Langweid	166-102	38,458	0,200	15,674	0,150	19,084	0,101	2,454	0,050	1,218	0,050
203	Brixlegg	203-104	38,479	0,200	15,681	0,150	18,372	0,100	2,454	0,050	1,172	0,050
206	Fritzens	206-102	38,286	0,200	15,630	0,150	18,272	0,100	2,450	0,050	1,169	0,050
212	Innsbruck Wilten	211-103	38,303	0,200	15,612	0,150	18,390	0,100	2,453	0,050	1,178	0,050
212	Innsbruck Wilten	212-102	38,470	0,200	15,664	0,150	18,391	0,100	2,456	0,050	1,174	0,050
215	Innsbruck Kalvarienberg	215-104	38,330	0,200	15,640	0,150	18,355	0,100	2,451	0,050	1,174	0,050
221	Kundl	221-105	38,582	0,203	15,717	0,153	18,929	0,104	2,455	0,051	1,204	0,051
229	Miemingen	229-102	38,572	0,200	15,708	0,150	18,410	0,100	2,456	0,050	1,172	0,050
230	Pfaffenhofen	230-103	38,481	0,204	15,633	0,155	18,486	0,107	2,462	0,050	1,183	0,050
236	Wiesing	236-103	38,286	0,200	15,629	0,150	18,250	0,100	2,450	0,050	1,168	0,050
237	Ampass	237-103	38,382	0,200	15,642	0,150	18,297	0,100	2,454	0,050	1,170	0,050
240	Birgitz	240-102	38,214	0,200	15,615	0,150	18,249	0,101	2,447	0,050	1,169	0,050
241	Thaur	241-103	38,346	0,201	15,637	0,151	18,388	0,103	2,452	0,050	1,176	0,050
243	Kitzbühel	243-102	38,516	0,200	15,667	0,150	18,453	0,100	2,458	0,050	1,178	0,050
254	Obereching	254-102	38,591	0,202	15,692	0,152	19,392	0,103	2,459	0,050	1,236	0,050
256	Saalfelden	256-104	38,574	0,203	15,697	0,155	18,624	0,108	2,457	0,050	1,186	0,050
302	Brixen	302-104	38,219	0,200	15,601	0,150	18,326	0,100	2,450	0,050	1,175	0,050
304	Feichtthof	304-105	38,398	0,200	15,655	0,150	18,505	0,100	2,453	0,050	1,182	0,050
308	Pfatten	308-106	38,535	0,201	15,691	0,151	19,139	0,101	2,456	0,050	1,220	0,050
310	Sanzeno	310-104	38,253	0,200	15,605	0,151	18,325	0,101	2,451	0,050	1,174	0,050

Appendix Tabelle 7 Messergebnisse der Isotopie- und Konzentrationsbestimmung der Grundwasserproben. Messungen deren zweifacher Standardfehler in Prozent ($2 \cdot SE$ [%]) über 0,0510 liegen sind mit einem * markiert. FKNr = Fundortkennnummer, PKZ = Probenkennzeichnung.

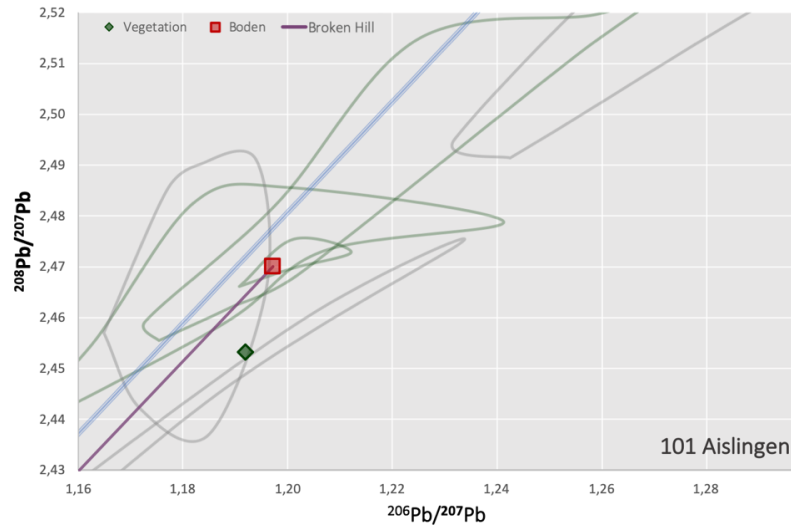
Lokalität		Umweltproben					
FKNr	Ortschaft	PKZ	$^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$	2 SE [%]	$^{208}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$	2 SE [%]	Pb-Konzentration [ppb]
101	Aislingen	101-104	1,177	0,052*	2,439	0,052*	<0,5
105	Bergkirchen	105-103	1,162	0,050	2,430	0,051	<0,5
106	Berching-Pollanten	106-107	1,158	0,051	2,429	0,051*	-
108	Eching	108-104	1,148	0,050	2,422	0,050	<0,5
112	Farchant	112-104	1,156	0,050	2,425	0,050	<0,5
118	Günzburg	118-105	1,155	0,050	2,434	0,051	<0,5
125	Langengeisling	125-103	1,178	0,051*	2,449	0,051	<0,5
130	Obermenzing	130-103	1,168	0,050	2,435	0,050	<0,5
132	Poing	132-102	1,164	0,050	2,444	0,050	<0,5
136	Trudering	136-103	1,170	0,050	2,435	0,050	<0,5
137	Unterhaching	137-103	1,152	0,050	2,431	0,051	<0,5
138	Waging	138-103	1,160	0,051	2,431	0,050	<0,5
140	Gernlinden	140-103	1,153	0,050	2,429	0,050	<0,5
143	Aubing	143-103	zu wenig Pb, Messung nicht möglich				<0,5
147	Wehring	147-105	1,164	0,050	2,438	0,050	<0,5
148	Schwabmünchen	148-107	1,164	0,050	2,436	0,051	<0,5
151	Aschheim	151-103	zu wenig Pb, Messung nicht möglich				<0,5
153	Kirchheim	153-102	1,152	0,050	2,428	0,050	<0,5
154	Kleinaitingen	154-104	1,180	0,050	2,447	0,051	<0,5
155	Königsbrunn	155-103	1,172	0,051	2,441	0,052*	<0,5
166	Langweid	166-103	1,151	0,050	2,427	0,050	<0,5
167	Kempten	167-103	1,164	0,051	2,439	0,051	<0,5
212	Innsbruck Wilten	211-102	1,162	0,051	2,440	0,051*	<0,5
221	Kundl	221-104	1,165	0,053*	2,437	0,053*	<0,5
234	Vomp	234-104	1,165	0,056*	2,435	0,055*	<0,5
240	Birgitz	240-104	1,214	0,050	2,460	0,050	<0,5
243	Kitzbühel	243-103	zu wenig Pb, Messung nicht möglich				<0,5
255	Bischofshofen	255-103	1,154	0,051*	2,433	0,051	<0,5
256	Saalfelden	256-102	keine Messung				<2
304	Latsch	304-104	1,190	0,050	2,449	0,051	<0,5
308	Pfatten	308-108	1,152	0,050	2,426	0,051	<0,5

Appendix Tabelle 8 Ergebnisse der Bleiisotopenmessung der Eindampfungsreihe, in welcher unterschiedliche Mengen des Standards SRM 1400 mit 150 mL Strontiumwasser eingedampft wurden. 2 SE [%] = zweifacher Standardfehler in [%].

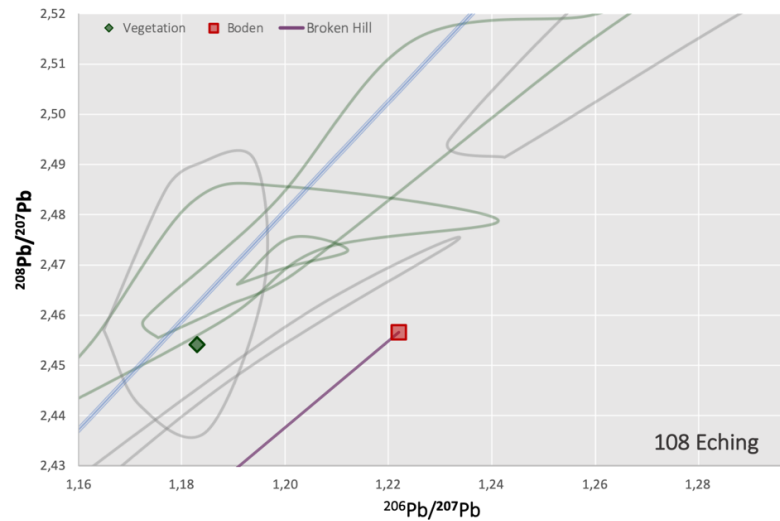
Einwaage [mg]	enthaltener Bleigehalt [ng]	$^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$	2 SE [%]	$^{208}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$	2 SE [%]
0,00	0,0	1,159	0,052*	2,431	0,053*
1,00	9,1	1,173	0,051	2,452	0,051
1,19	10,8	1,163	0,051	2,447	0,052*
1,25	11,3	1,159	0,050	2,441	0,050
1,26	11,4	1,164	0,050	2,450	0,050
5,00	45,4	1,164	0,050	2,447	0,050
5,22	47,3	1,168	0,051	2,453	0,051
5,68	51,5	1,168	0,050	2,456	0,050
10,00	90,7	Messung nicht möglich			
10,37	94,1	1,171	0,050	2,461	0,050
10,40	94,3	1,168	0,050	2,457	0,050
19,94	180,9	1,170	0,050	2,458	0,050
20,00	181,4	1,172	0,050	2,463	0,050
20,64	187,2	1,171	0,050	2,461	0,050
75,00	680,3	1,171	0,050	2,463	0,050
75,35	683,4	1,172	0,050	2,463	0,050
75,60	685,7	1,172	0,050	2,462	0,050
75,66	686,2	1,171	0,050	2,461	0,050

Appendix Tabelle 9 Einzelmesswerte der massenspektrometrischen Bleimessung der zu den Umweltproben mitgeführten SRM 1400 Standards. 2 SE [%] = zweifacher Standardfehler der Messung in Prozent.

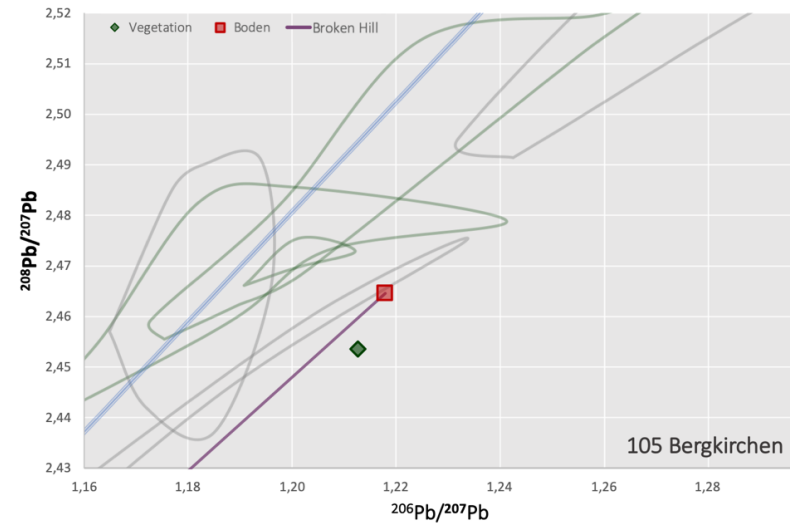
Einwaage [mg]	enthaltener Bleigehalt [ng]	$^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$	2 SE [%]	$^{208}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$	2 SE [%]
49,8	451,7	1,172	0,050	2,464	0,050
50,0	453,5	1,171	0,050	2,463	0,050
50,0	453,5	1,172	0,050	2,464	0,050
50,0	453,5	1,172	0,050	2,464	0,050
50,2	455,3	1,172	0,050	2,463	0,050
50,4	457,1	1,171	0,050	2,462	0,050
50,5	458,0	1,172	0,050	2,464	0,050
74,1	672,1	1,173	0,050	2,463	0,050
74,3	673,9	1,172	0,050	2,462	0,050
74,4	674,8	1,171	0,050	2,463	0,050
74,4	674,8	1,172	0,050	2,464	0,050
74,5	675,7	1,173	0,050	2,462	0,050
74,5	675,7	1,173	0,050	2,463	0,050
74,6	676,6	1,172	0,050	2,462	0,050
74,6	676,6	1,172	0,050	2,464	0,050
74,6	676,6	1,172	0,050	2,463	0,050
74,7	677,5	1,172	0,050	2,464	0,050
74,7	677,5	1,172	0,050	2,463	0,050
74,7	677,5	1,171	0,050	2,464	0,050
74,9	679,3	1,172	0,050	2,464	0,050
75,0	680,3	1,173	0,050	2,463	0,050
75,1	681,2	1,172	0,050	2,463	0,050
75,2	682,1	1,173	0,050	2,463	0,050
75,2	682,1	1,172	0,050	2,463	0,050
75,3	683,0	1,172	0,050	2,463	0,050
75,4	683,9	1,173	0,050	2,464	0,050
75,5	684,8	1,173	0,050	2,465	0,050
75,6	685,7	1,172	0,050	2,462	0,050
75,6	685,7	1,172	0,050	2,462	0,050
75,7	686,6	1,173	0,050	2,463	0,050
75,7	686,6	1,172	0,050	2,462	0,050
75,7	686,6	1,172	0,050	2,463	0,050
75,7	686,6	1,172	0,050	2,462	0,050
75,9	688,4	1,172	0,050	2,463	0,050



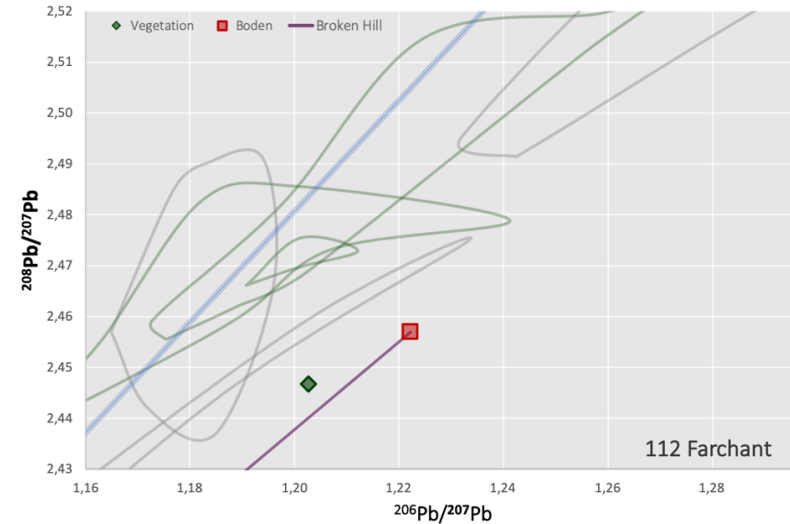
Appendix Abbildung 50 Bleiisotopensignaturen der Boden- und Vegetationsproben in Relation zu anthropogenen Bleiquellen (ortsfremdes Blei = graue Linien, alpine Erzminen = grüne Linien, ESPL = durchgezogene blaue Linie) eingezeichnet. Zu sehen



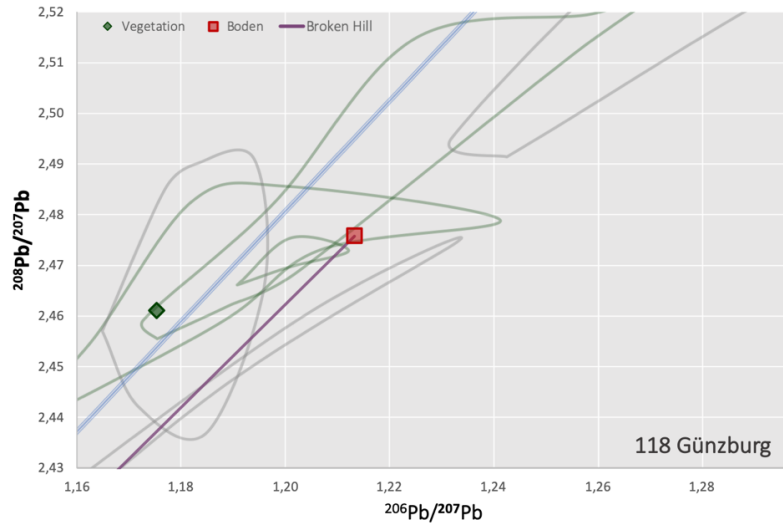
Appendix Abbildung 53 Bleiisotopensignaturen der Boden- und Vegetationsproben in Relation zu anthropogenen Bleiquellen (ortsfremdes Blei = graue Linien, alpine Erzminen = grüne Linien, ESPL = durchgezogene blaue Linie) eingezeichnet. Zu sehen ist Fundort 108, Eching.



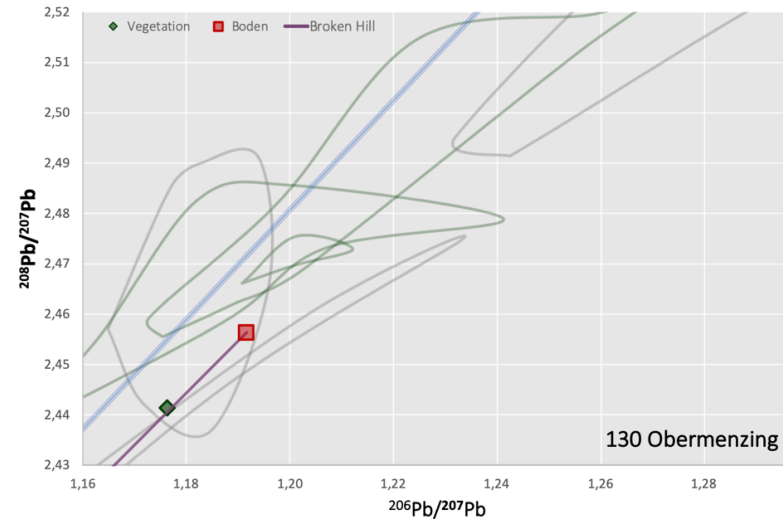
Appendix Abbildung 51 Bleiisotopensignaturen der Boden- und Vegetationsproben in Relation zu anthropogenen Bleiquellen (ortsfremdes Blei = graue Linien, alpine Erzminen = grüne Linien, ESPL = durchgezogene blaue Linie) eingezeichnet. Zu sehen ist Fundort 105, Bergkirchen.



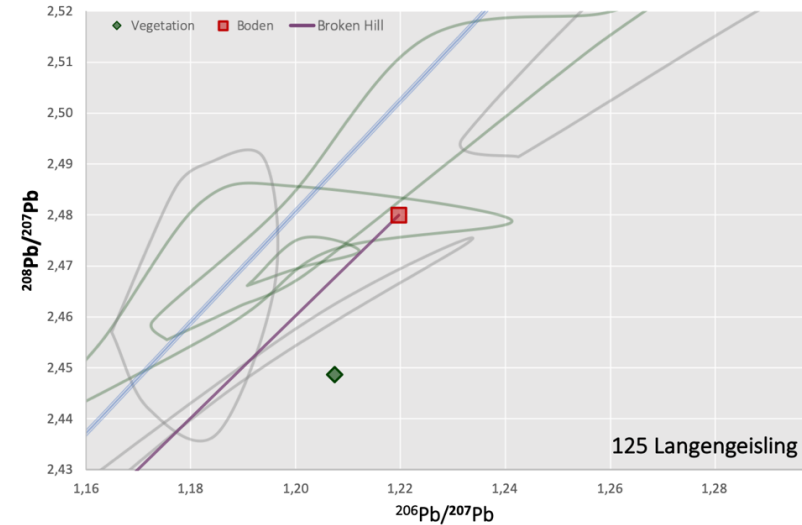
Appendix Abbildung 52 Bleiisotopensignaturen der Boden- und Vegetationsproben in Relation zu anthropogenen Bleiquellen (ortsfremdes Blei = graue Linien, alpine Erzminen = grüne Linien, ESPL = durchgezogene blaue Linie) eingezeichnet. Zu sehen ist Fundort 112, Farchant.



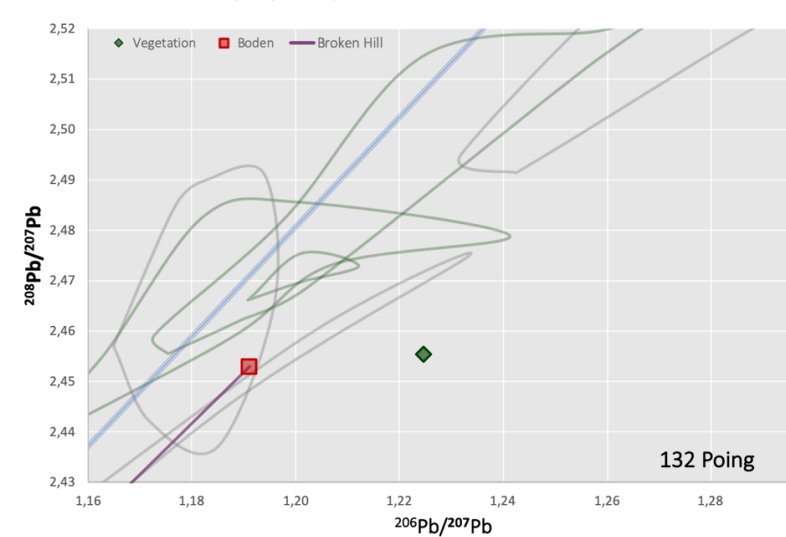
Appendix Abbildung 54 Bleiisotopensignaturen der Boden- und Vegetationsproben in Relation zu anthropogenen Bleiquellen (ortsfremdes Blei = graue Linien, alpine Erzmienen = grüne Linien, ESLP = durchgezogene blaue Linie) eingezeichnet. Zu sehen ist Fundort 118, Günzburg.



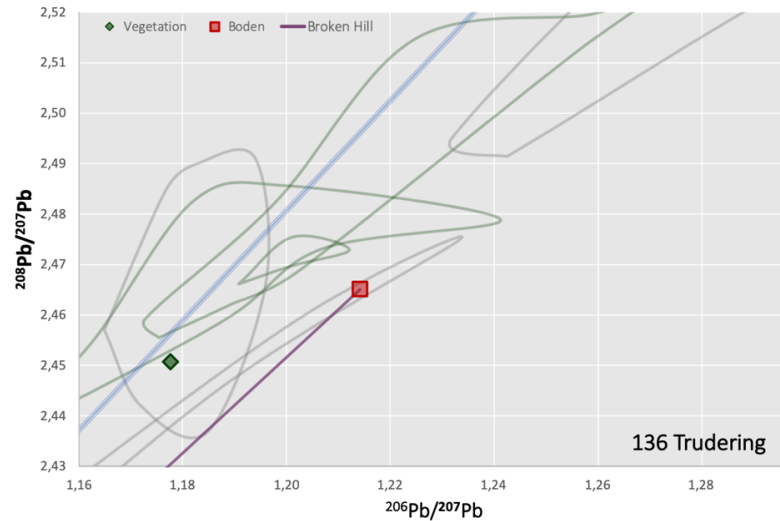
Appendix Abbildung 56 Bleiisotopensignaturen der Boden- und Vegetationsproben in Relation zu anthropogenen Bleiquellen (ortsfremdes Blei = graue Linien, alpine Erzmienen = grüne Linien, ESLP = durchgezogene blaue Linie) eingezeichnet. Zu sehen ist Fundort 130, Obermenzing.



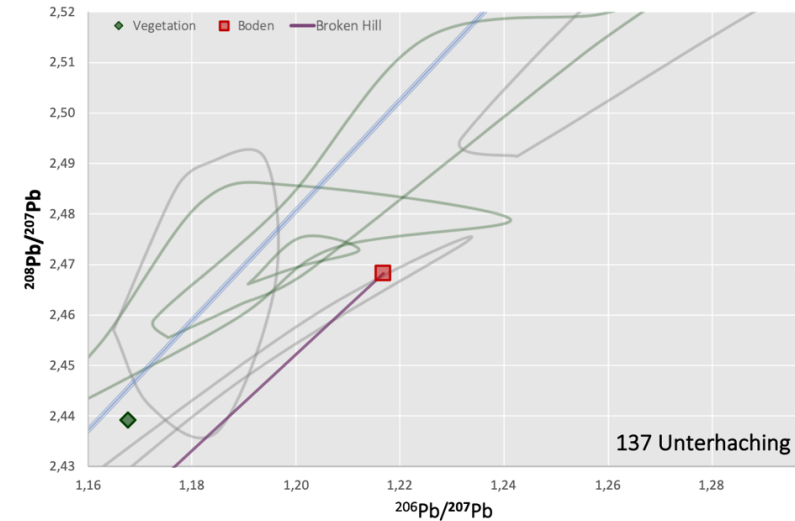
Appendix Abbildung 55 Bleiisotopensignaturen der Boden- und Vegetationsproben in Relation zu anthropogenen Bleiquellen (ortsfremdes Blei = graue Linien, alpine Erzmienen = grüne Linien, ESLP = durchgezogene blaue Linie) eingezeichnet. Zu sehen ist Fundort 125, Langengeisling.



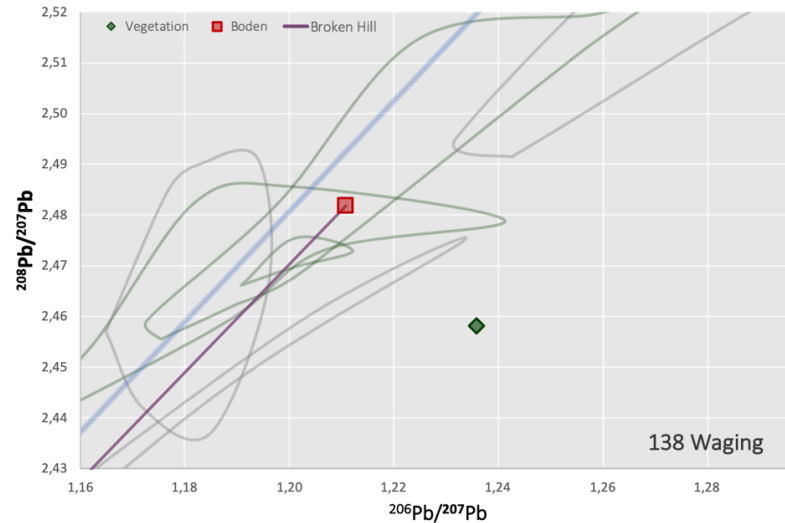
Appendix Abbildung 57 Bleiisotopensignaturen der Boden- und Vegetationsproben in Relation zu anthropogenen Bleiquellen (ortsfremdes Blei = graue Linien, alpine Erzmienen = grüne Linien, ESLP = durchgezogene blaue Linie) eingezeichnet. Zu sehen ist Fundort 132, Poing.



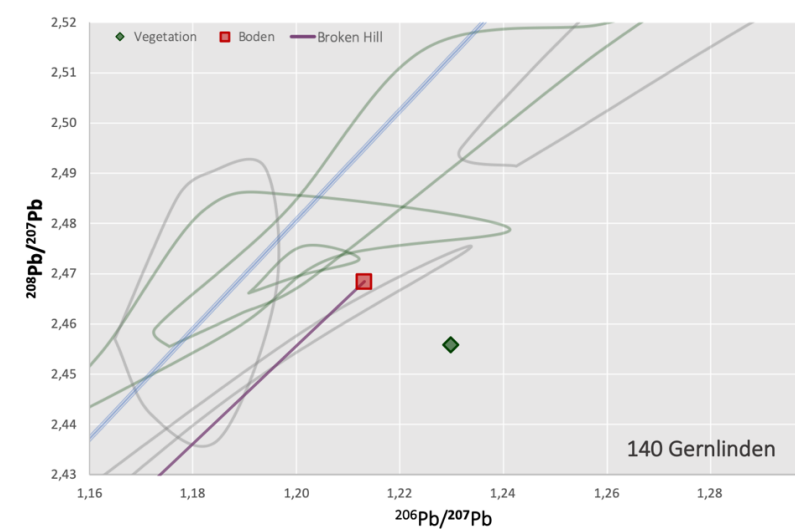
Appendix Abbildung 61 Bleiisotopensignaturen der Boden- und Vegetationsproben in Relation zu anthropogenen Bleiquellen (ortsfremdes Blei = graue Linien, alpine Erzminen = grüne Linien, ESLP = durchgezogene blaue Linie) eingezeichnet. Zu sehen ist Fundort 136, Trudering.



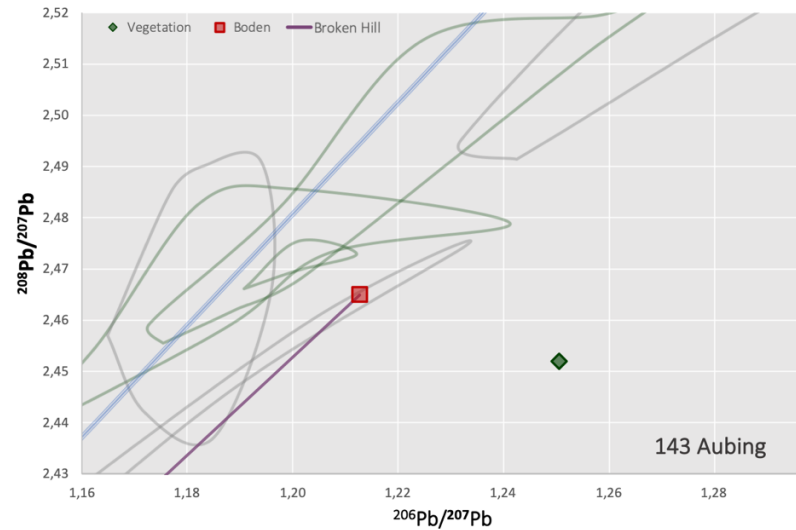
Appendix Abbildung 60 Bleiisotopensignaturen der Boden- und Vegetationsproben in Relation zu anthropogenen Bleiquellen (ortsfremdes Blei = graue Linien, alpine Erzminen = grüne Linien, ESLP = durchgezogene blaue Linie) eingezeichnet. Zu sehen ist Fundort 137, Unterhaching.



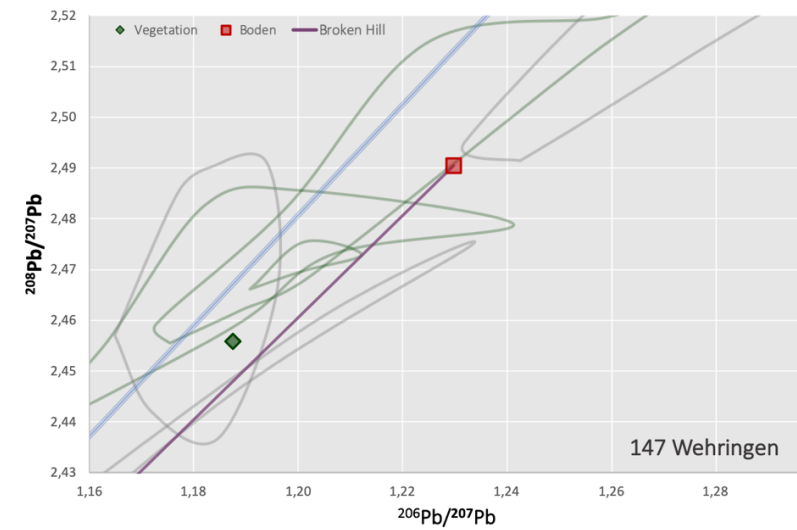
Appendix Abbildung 59 Bleiisotopensignaturen der Boden- und Vegetationsproben in Relation zu anthropogenen Bleiquellen (ortsfremdes Blei = graue Linien, alpine Erzminen = grüne Linien, ESLP = durchgezogene blaue Linie) eingezeichnet. Zu sehen ist Fundort 138, Waging.



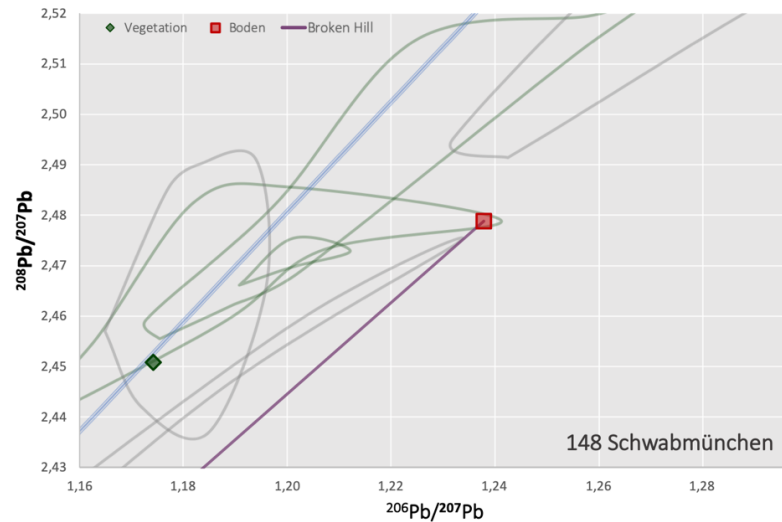
Appendix Abbildung 58 Bleiisotopensignaturen der Boden- und Vegetationsproben in Relation zu anthropogenen Bleiquellen (ortsfremdes Blei = graue Linien, alpine Erzminen = grüne Linien, ESLP = durchgezogene blaue Linie) eingezeichnet. Zu sehen ist Fundort 140, Gernlinden.



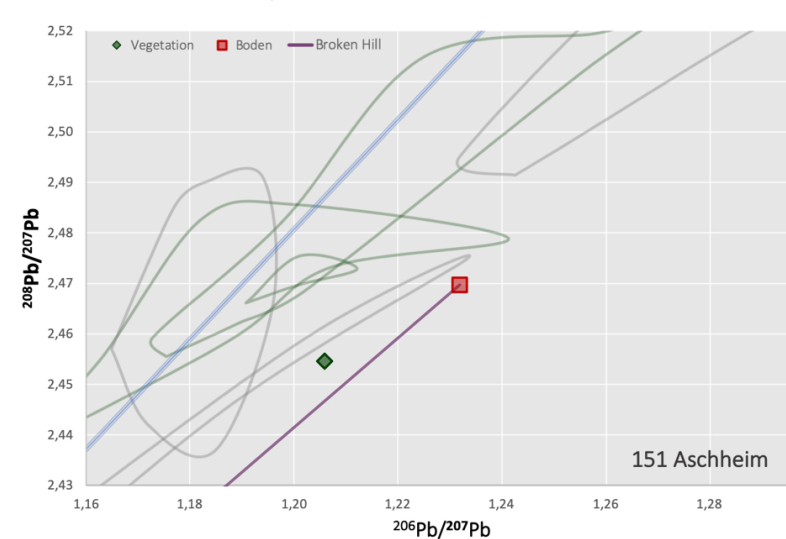
Appendix Abbildung 65 Bleiisotopensignaturen der Boden- und Vegetationsproben in Relation zu anthropogenen Bleiquellen (ortsfremdes Blei = graue Linien, alpine Erzminen = grüne Linien, ESLP = durchgezogene blaue Linie) eingezeichnet. Zu sehen ist Fundort 143, Aubing.



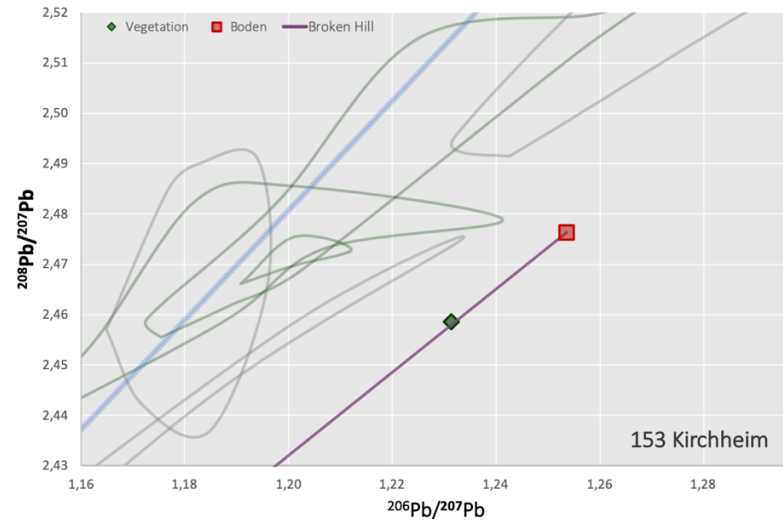
Appendix Abbildung 64 Bleiisotopensignaturen der Boden- und Vegetationsproben in Relation zu anthropogenen Bleiquellen (ortsfremdes Blei = graue Linien, alpine Erzminen = grüne Linien, ESLP = durchgezogene blaue Linie) eingezeichnet. Zu sehen ist Fundort 147, Wehringen.



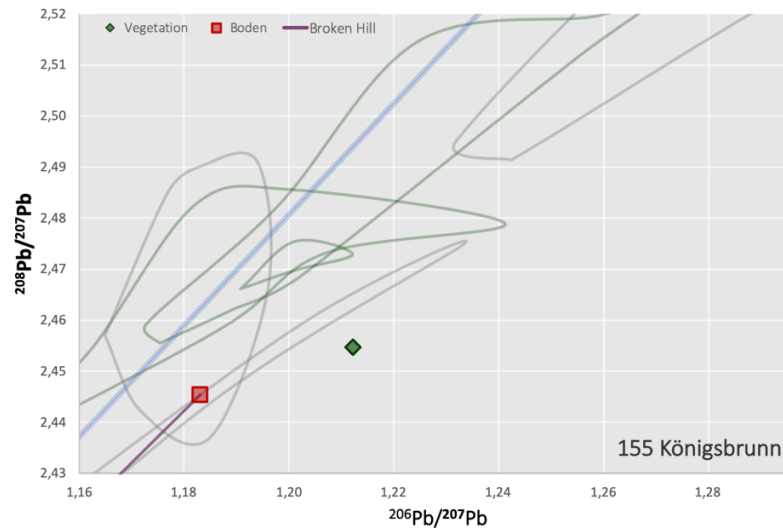
Appendix Abbildung 63 Bleiisotopensignaturen der Boden- und Vegetationsproben in Relation zu anthropogenen Bleiquellen (ortsfremdes Blei = graue Linien, alpine Erzminen = grüne Linien, ESLP = durchgezogene blaue Linie) eingezeichnet. Zu sehen ist Fundort 148, Schwabmünchen.



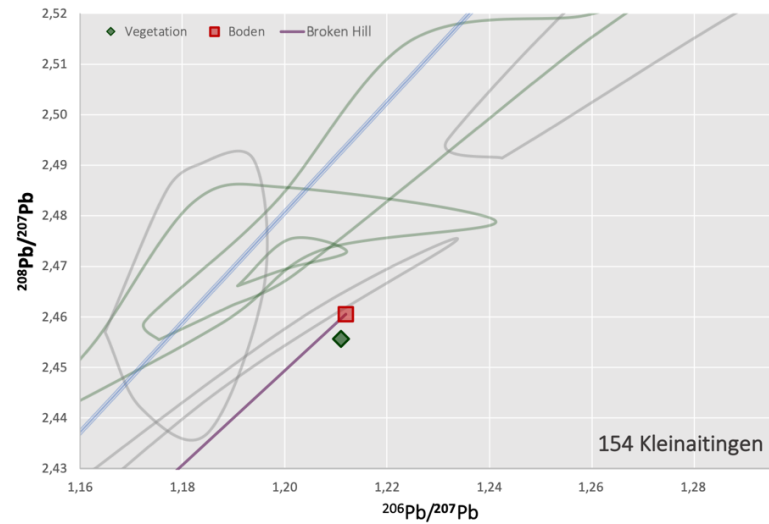
Appendix Abbildung 62 Bleiisotopensignaturen der Boden- und Vegetationsproben in Relation zu anthropogenen Bleiquellen (ortsfremdes Blei = graue Linien, alpine Erzminen = grüne Linien, ESLP = durchgezogene blaue Linie) eingezeichnet. Zu sehen ist Fundort 151, Aschheim.



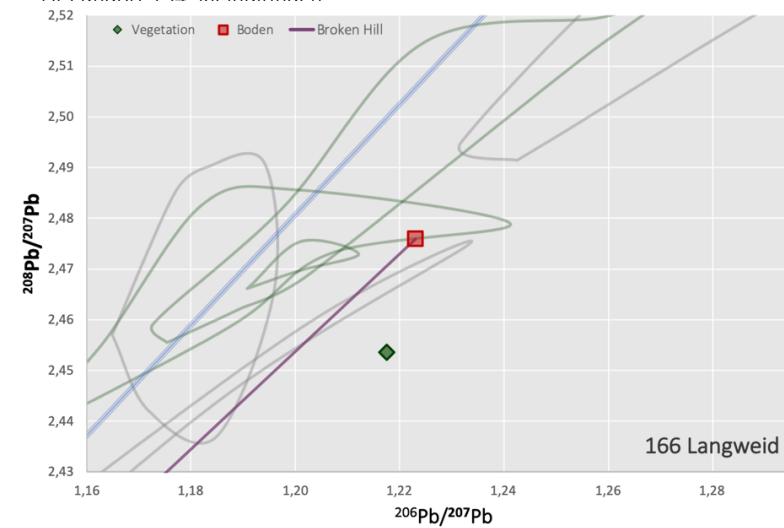
Appendix Abbildung 69 Bleiisotopensignaturen der Boden- und Vegetationsproben in Relation zu anthropogenen Bleiquellen (ortsfremdes Blei = graue Linien, alpine Erzminen = grüne Linien, ESLP = durchgezogene blaue Linie) eingezeichnet. Zu sehen ist Fundort 153, Kirchheim.



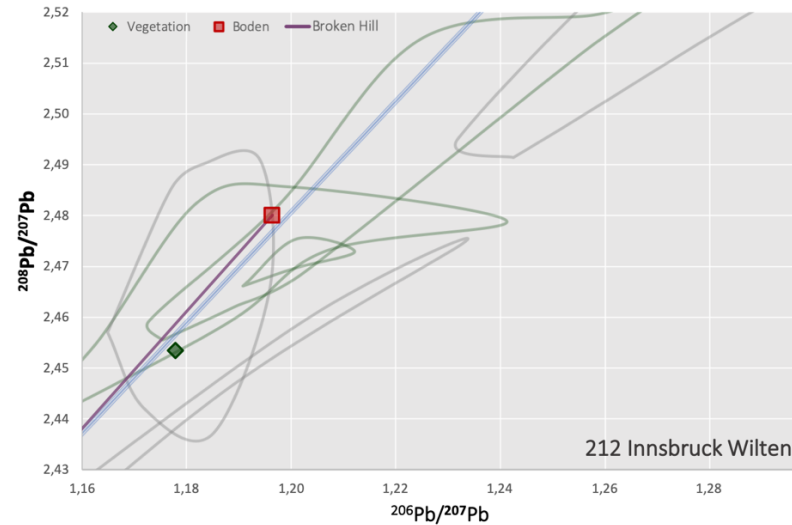
Appendix Abbildung 67 Bleiisotopensignaturen der Boden- und Vegetationsproben in Relation zu anthropogenen Bleiquellen (ortsfremdes Blei = graue Linien, alpine Erzminen = grüne Linien, ESLP = durchgezogene blaue Linie) eingezeichnet. Zu sehen ist Fundort 155, Königsbrunn.



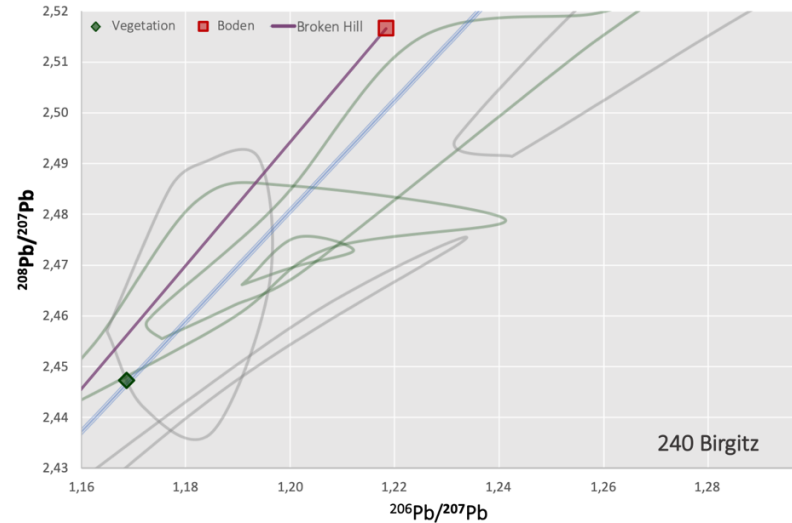
Appendix Abbildung 68 Bleiisotopensignaturen der Boden- und Vegetationsproben in Relation zu anthropogenen Bleiquellen (ortsfremdes Blei = graue Linien, alpine Erzminen = grüne Linien, ESLP = durchgezogene blaue Linie) eingezeichnet. Zu sehen ist Fundort 154 Kleinaitingen



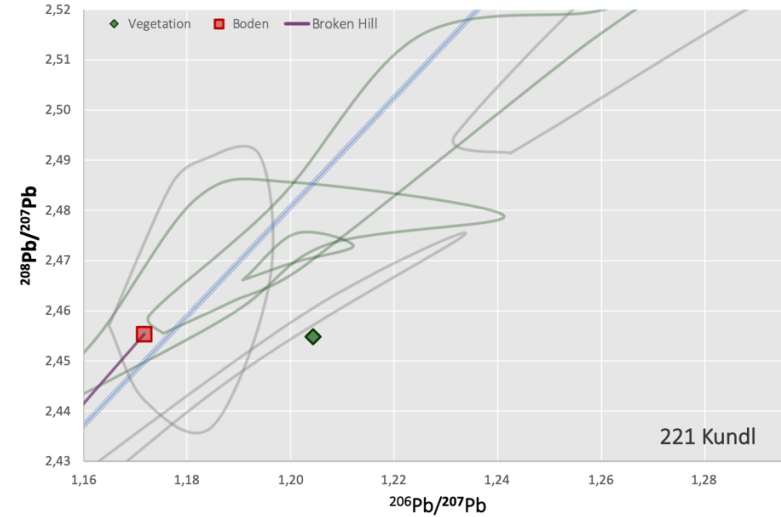
Appendix Abbildung 66 Bleiisotopensignaturen der Boden- und Vegetationsproben in Relation zu anthropogenen Bleiquellen (ortsfremdes Blei = graue Linien, alpine Erzminen = grüne Linien, ESLP = durchgezogene blaue Linie) eingezeichnet. Zu sehen ist Fundort 166, Langweid.



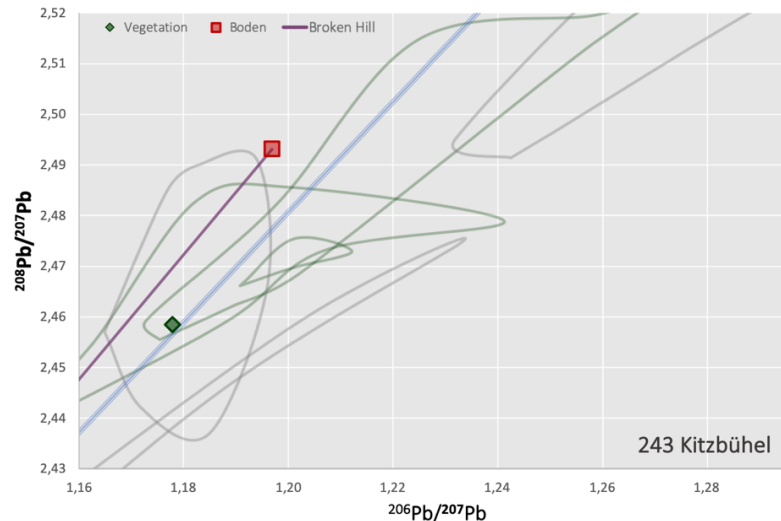
Appendix Abbildung 71 Bleiisotopensignaturen der Boden- und Vegetationsproben in Relation zu anthropogenen Bleiquellen (ortsfremdes Blei = graue Linien, alpine Erzminen = grüne Linien, ESLP = durchgezogene blaue Linie) eingezeichnet. Zu sehen ist Fundort 212, Innsbruck Wilten.



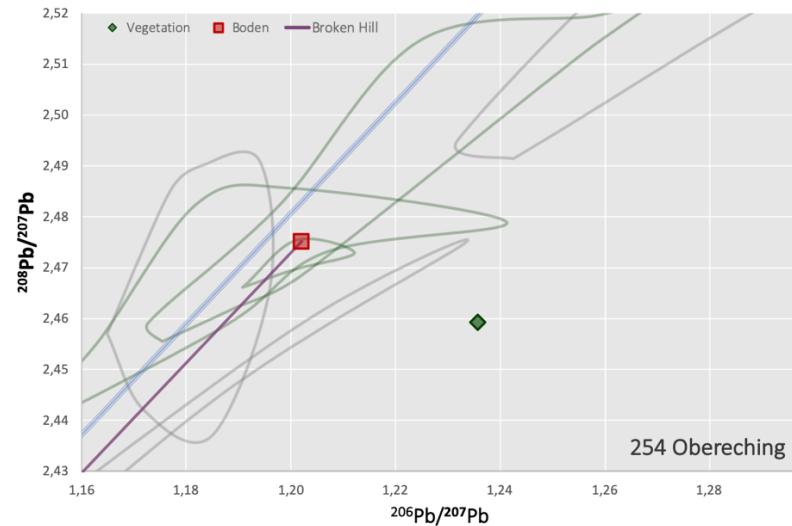
Appendix Abbildung 72 Bleiisotopensignaturen der Boden- und Vegetationsproben in Relation zu anthropogenen Bleiquellen (ortsfremdes Blei = graue Linien, alpine Erzminen = grüne Linien, ESLP = durchgezogene blaue Linie) eingezeichnet. Zu sehen ist Fundort 240, Birgitz.



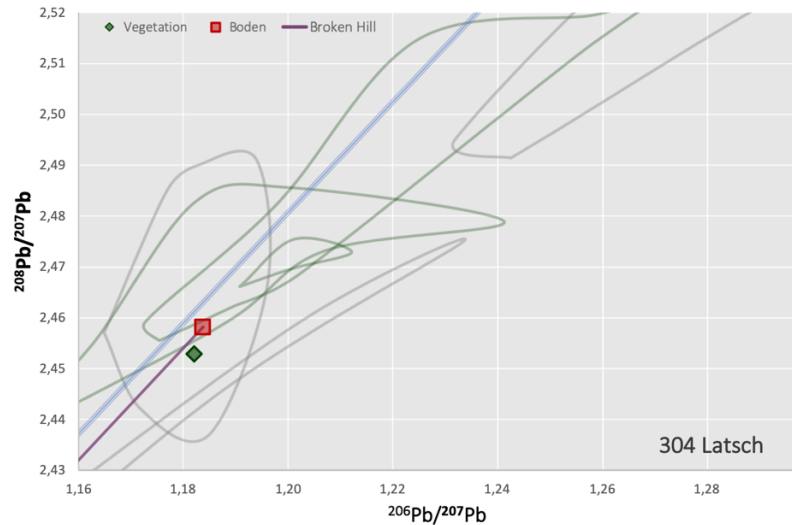
Appendix Abbildung 73 Bleiisotopensignaturen der Boden- und Vegetationsproben in Relation zu anthropogenen Bleiquellen (ortsfremdes Blei = graue Linien, alpine Erzminen = grüne Linien, ESLP = durchgezogene blaue Linie) eingezeichnet. Zu sehen ist Fundort 221, Kundl.



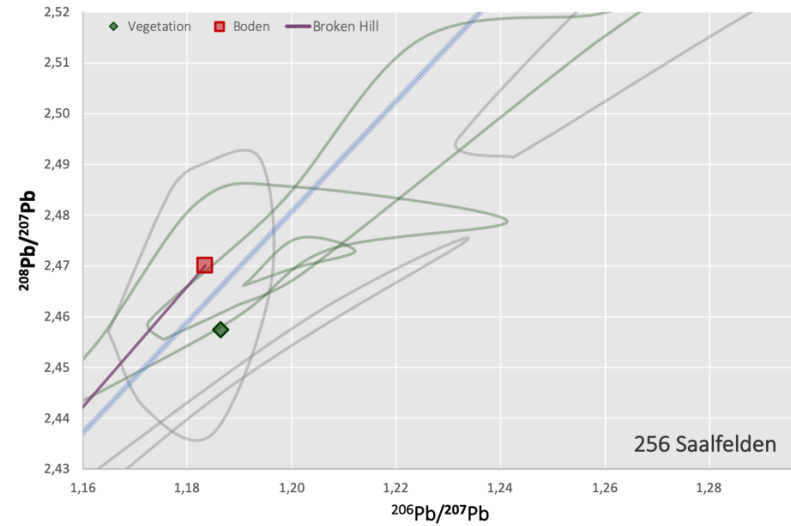
Appendix Abbildung 70 Bleiisotopensignaturen der Boden- und Vegetationsproben in Relation zu anthropogenen Bleiquellen (ortsfremdes Blei = graue Linien, alpine Erzminen = grüne Linien, ESLP = durchgezogene blaue Linie) eingezeichnet. Zu sehen ist Fundort 243, Kitzbühel.



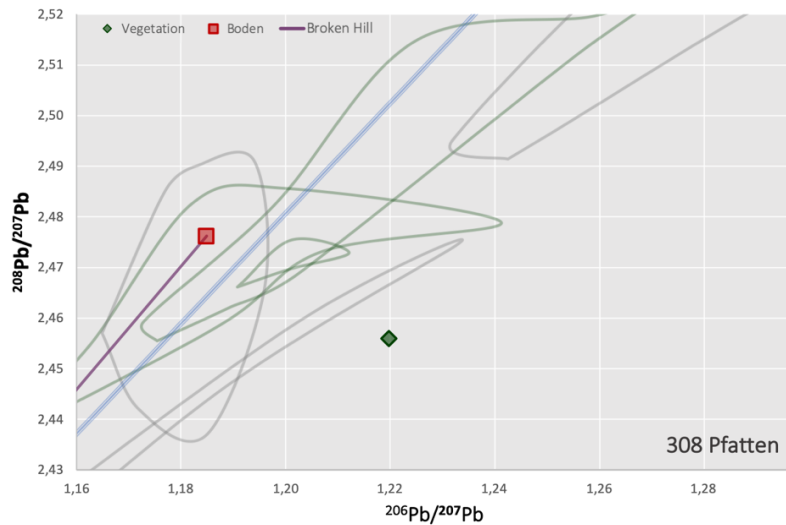
Appendix Abbildung 77 Bleiisotopensignaturen der Boden- und Vegetationsproben in Relation zu anthropogenen Bleiquellen (ortsfremdes Blei = graue Linien, alpine Erzminen = grüne Linien, ESLP = durchgezogene blaue Linie) eingezeichnet. Zu sehen ist Fundort 254 Obereching



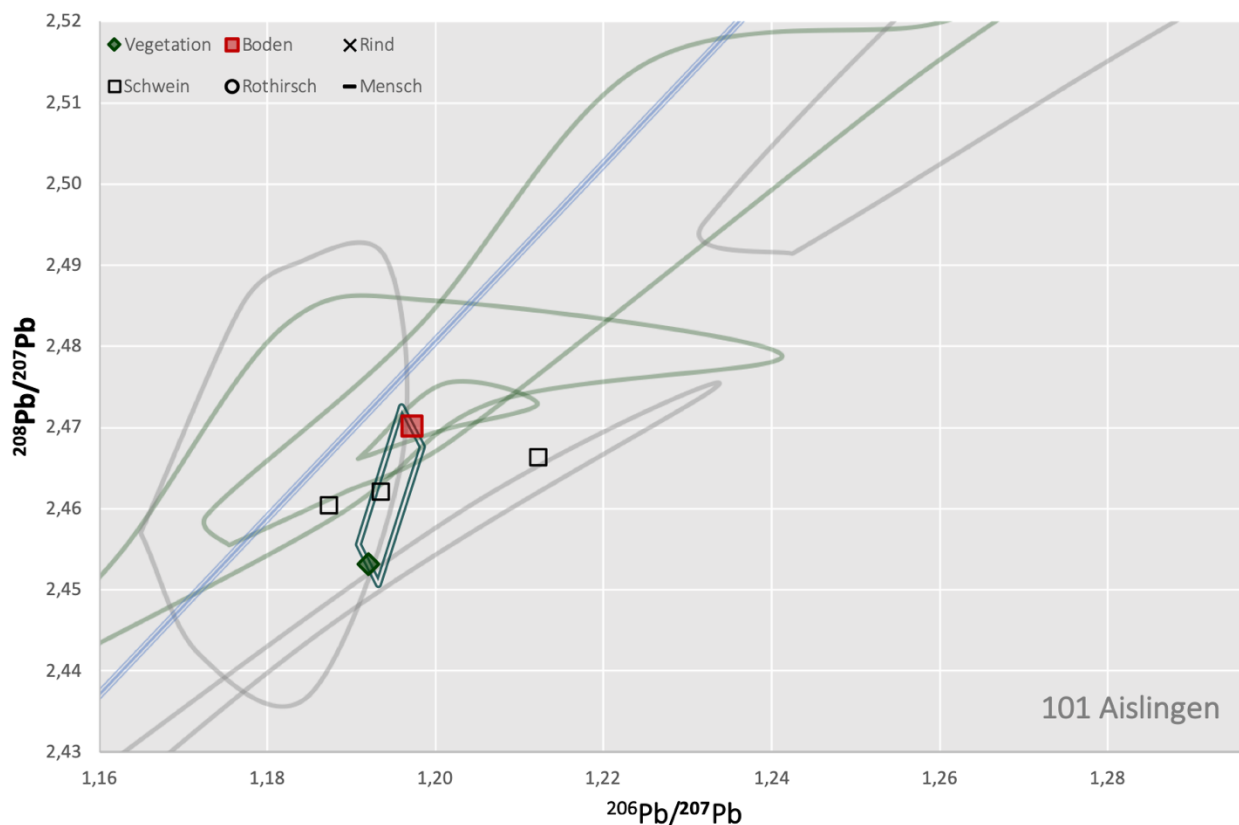
Appendix Abbildung 74 Bleiisotopensignaturen der Boden- und Vegetationsproben in Relation zu anthropogenen Bleiquellen (ortsfremdes Blei = graue Linien, alpine Erzminen = grüne Linien, ESLP = durchgezogene blaue Linie) eingezeichnet. Zu sehen ist Fundort 304, Latsch.



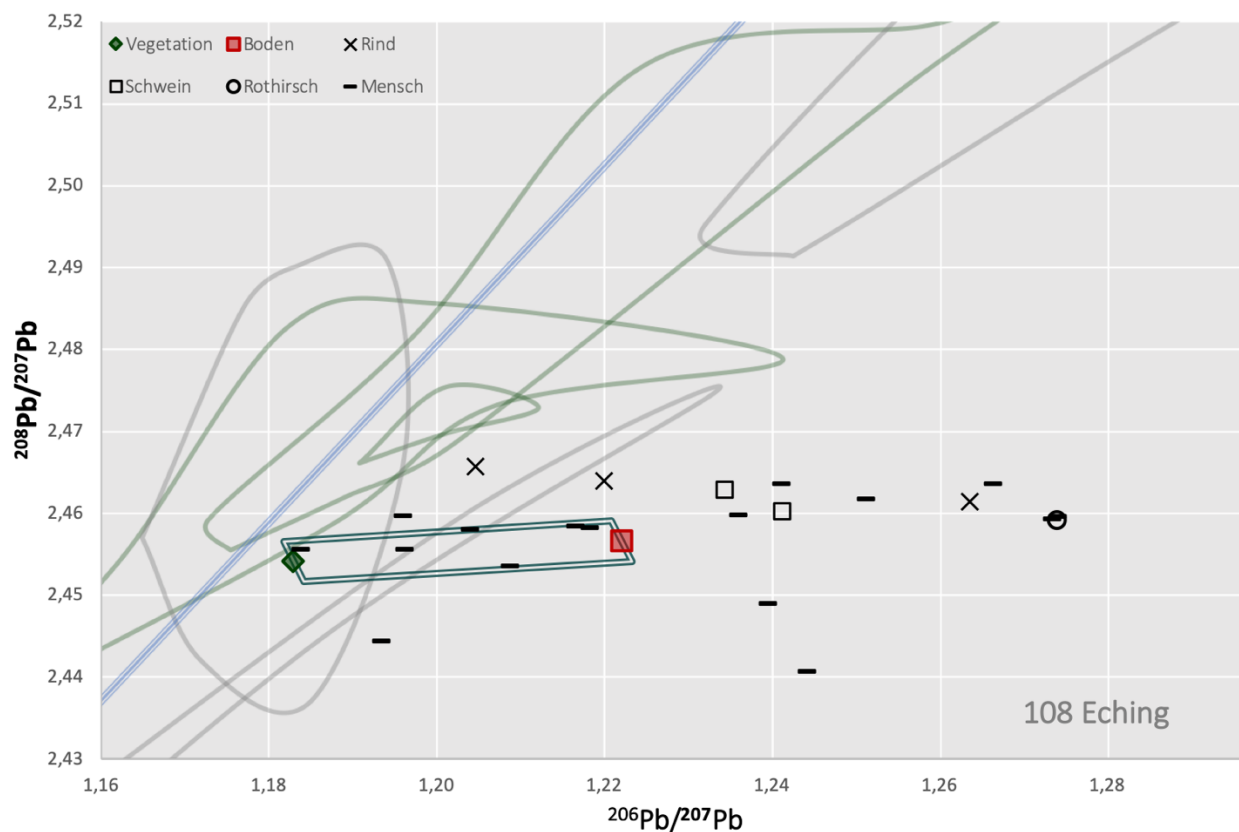
Appendix Abbildung 76 Bleiisotopensignaturen der Boden- und Vegetationsproben in Relation zu anthropogenen Bleiquellen (ortsfremdes Blei = graue Linien, alpine Erzminen = grüne Linien, ESLP = durchgezogene blaue Linie) eingezeichnet. Zu sehen ist Fundort 256, Saalfelden.



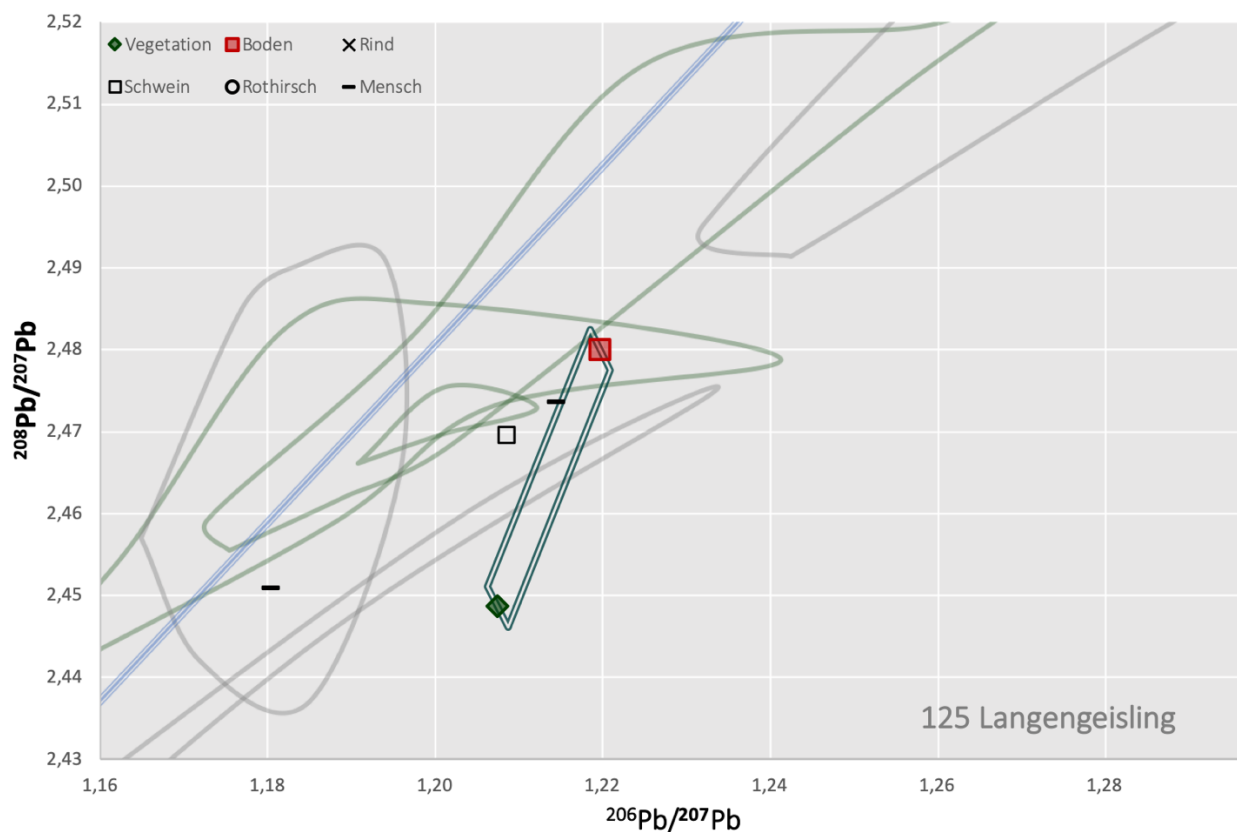
Appendix Abbildung 75 Bleiisotopensignaturen der Boden- und Vegetationsproben in Relation zu anthropogenen Bleiquellen (ortsfremdes Blei = graue Linien, alpine Erzminen = grüne Linien, ESLP = durchgezogene blaue Linie) eingezeichnet. Zu sehen ist Fundort 308, Pfatten.



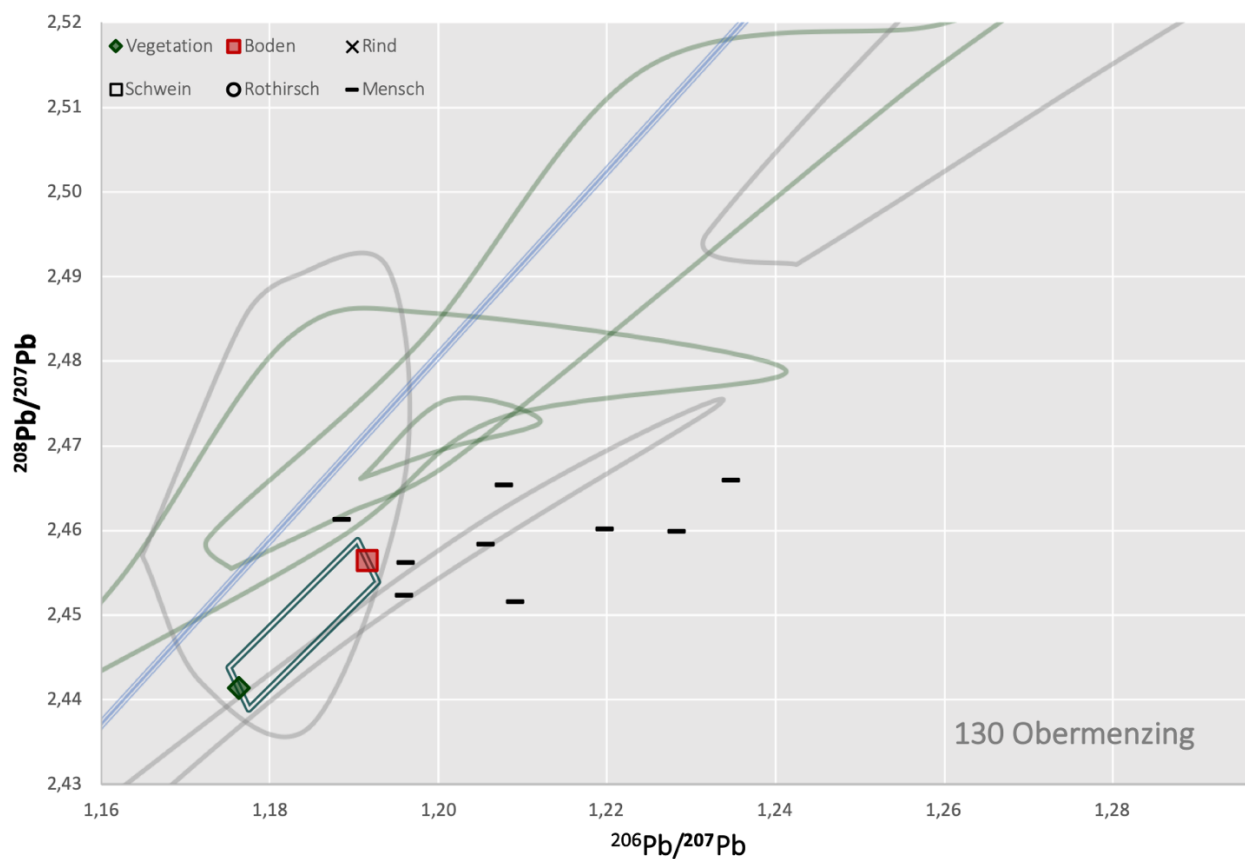
Appendix Abbildung 78 Archäologische Schweinedaten des Fundortes 101, Aislingen, im lokalen Umweltbereich (grünes Rechteck). Anthropogene Bleiquellen sind zum Vergleich eingezeichnet (ortsfremdes Blei = graue Linien, alpine Erzminen = grüne Linien, ESPL = durchgezogene blaue Linie).



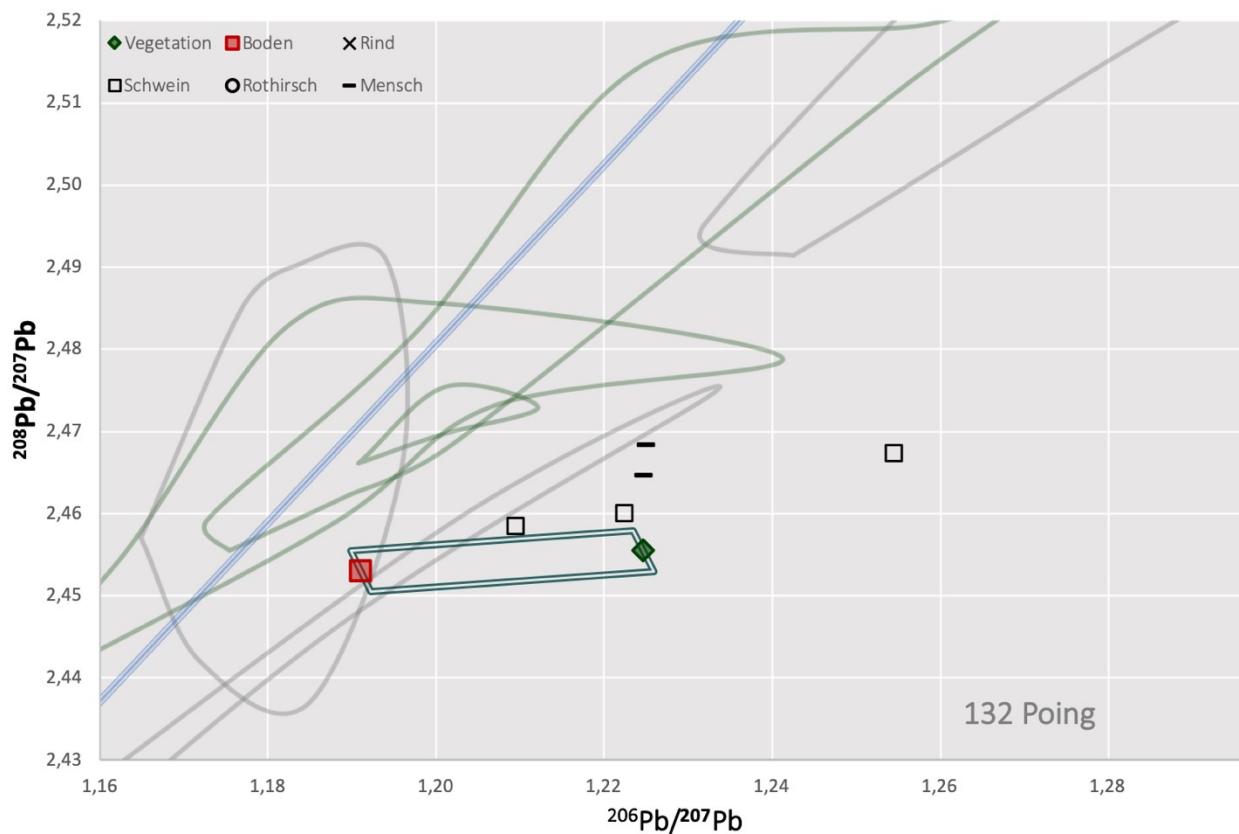
Appendix Abbildung 79 Archäologische Säugetierdaten des Fundortes 108, Eching, im lokalen Umweltbereich (grünes Rechteck). Anthropogene Bleiquellen sind zum Vergleich eingezeichnet (ortsfremdes Blei = graue Linien, alpine Erzminen = grüne Linien, ESPL = durchgezogene blaue Linie).



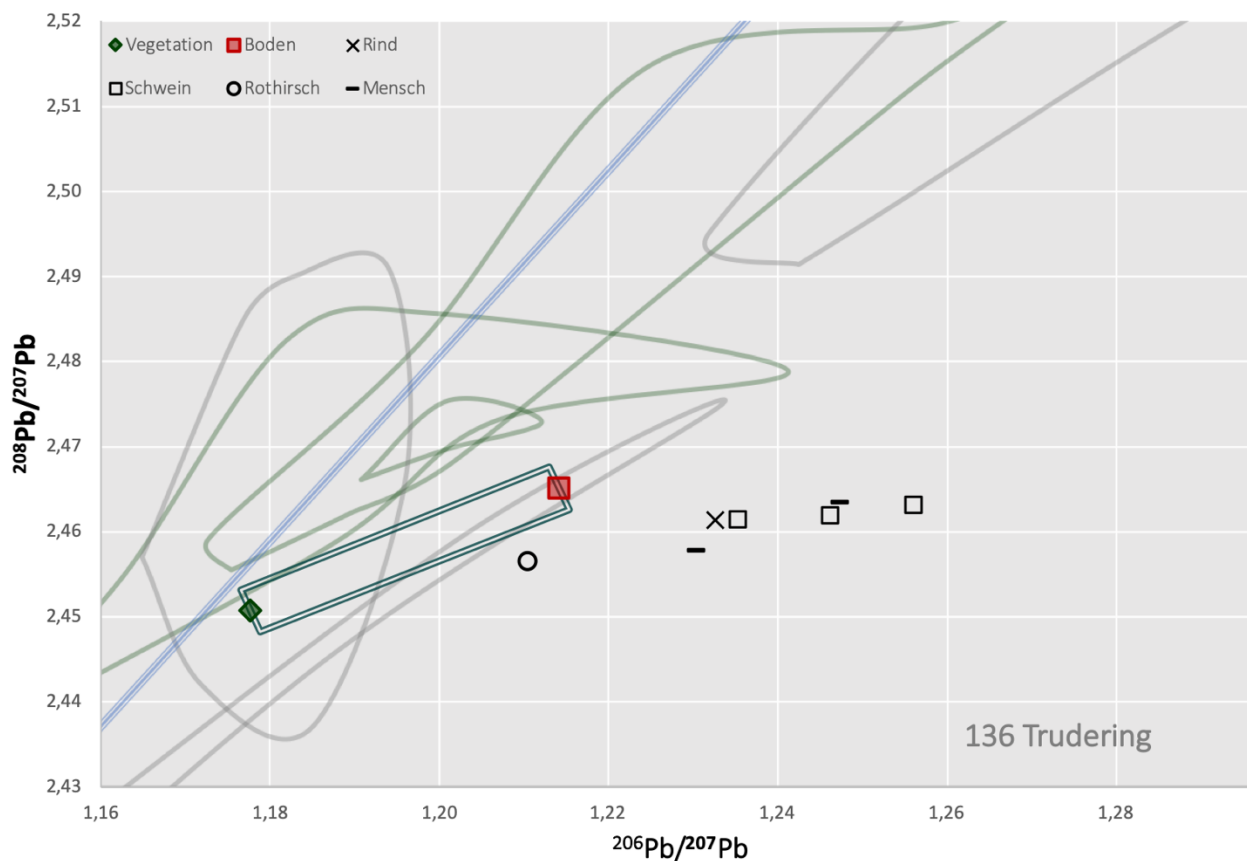
Appendix Abbildung 80 Archäologische Säugetierdaten des Fundortes 125, Langengeisling, im lokalen Umweltbereich (grünes Rechteck). Anthropogene Bleiquellen sind zum Vergleich eingezeichnet (ortsfremdes Blei = graue Linien, alpine Erzminen = grüne Linien, ESPL = durchgezogene blaue Linie).



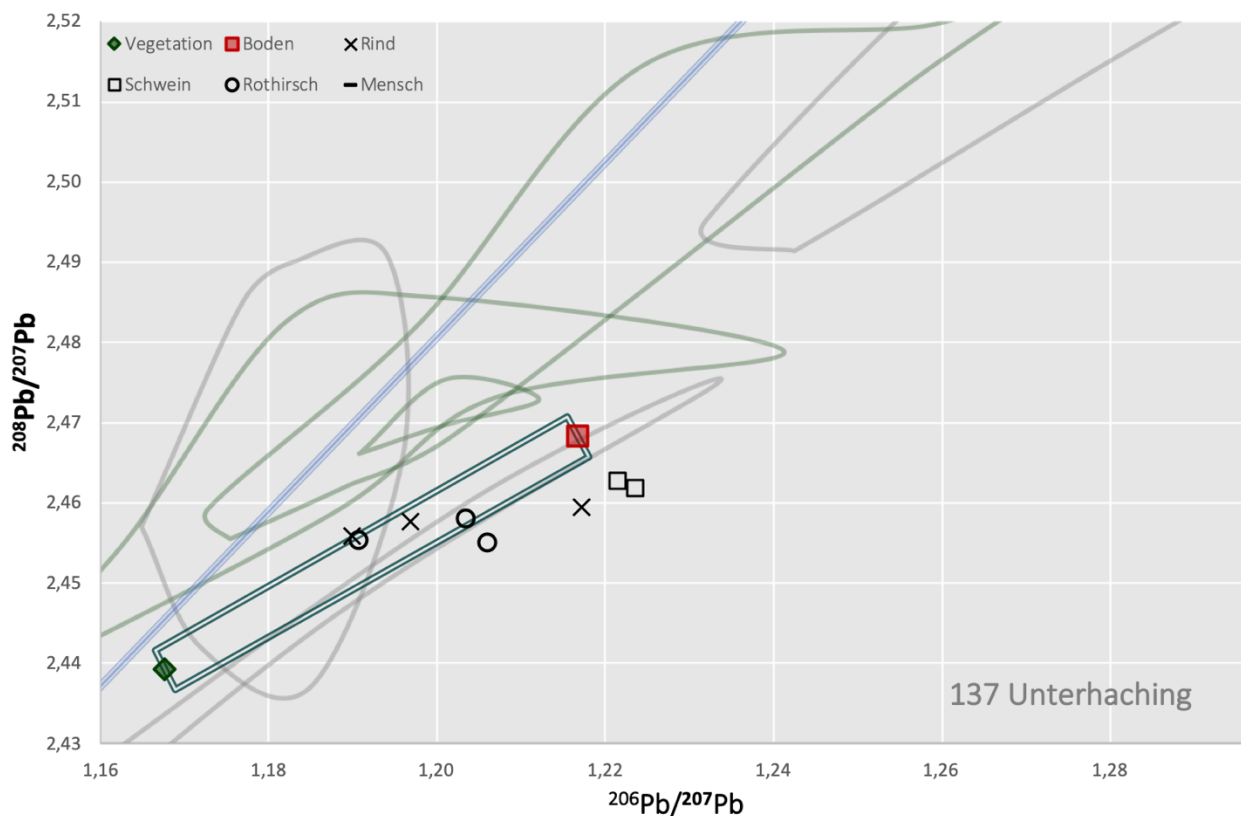
Appendix Abbildung 81 Anthropologische Datenpunkte des Fundortes 130, Obermenzing, im lokalen Umweltbereich (grünes Rechteck). Anthropogene Bleiquellen sind zum Vergleich eingezeichnet (ortsfremdes Blei = graue Linien, alpine Erzminen = grüne Linien, ESPL = durchgezogene blaue Linie).



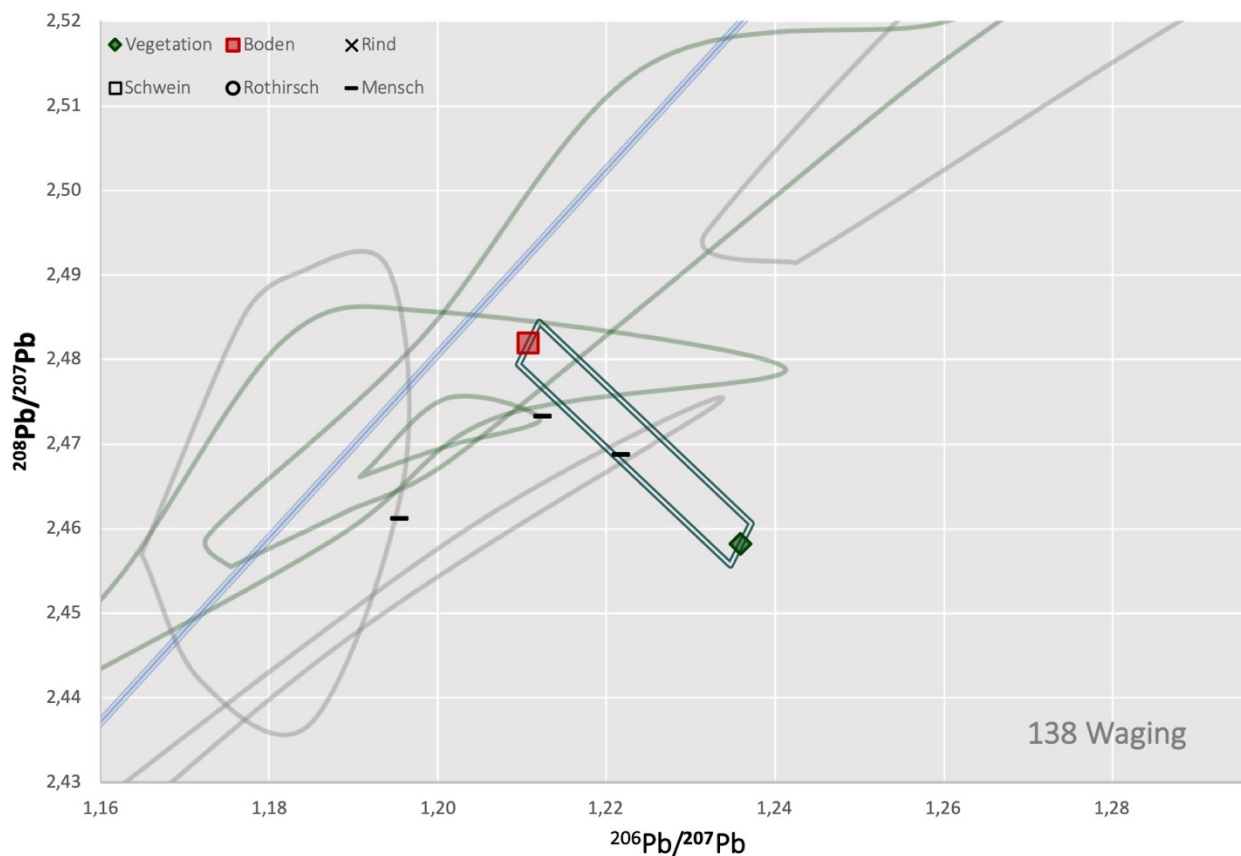
Appendix Abbildung 82 Archäologische Säugetierdaten des Fundortes 132, Poing, im lokalen Umweltbereich (grünes Rechteck). Anthropogene Bleiquellen sind zum Vergleich eingezeichnet (ortsfremdes Blei = graue Linien, alpine Erzminen = grüne Linien, ESLP = durchgezogene blaue Linie).



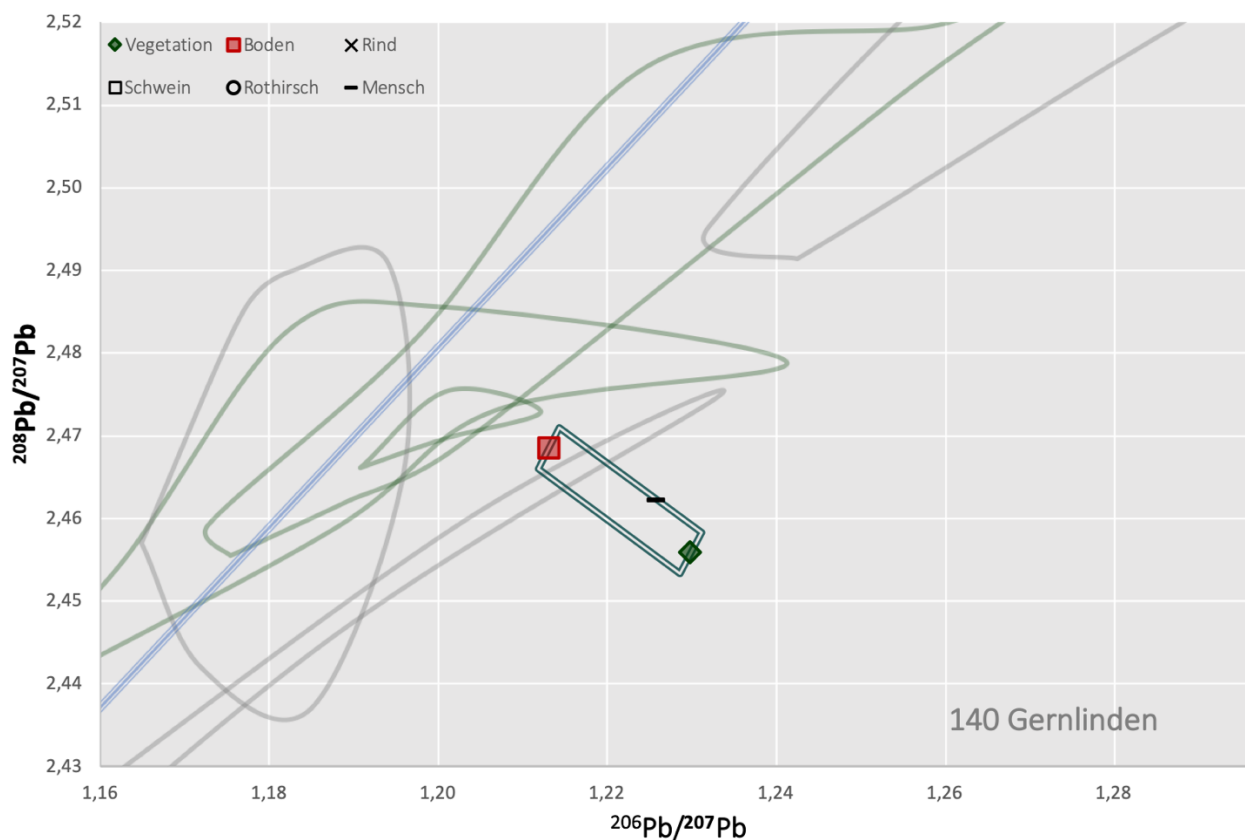
Appendix Abbildung 83 Archäologische Säugetierdaten des Fundortes 136, Trudering, im lokalen Umweltbereich (grünes Rechteck). Anthropogene Bleiquellen sind zum Vergleich eingezeichnet (ortsfremdes Blei = graue Linien, alpine Erzminen = grüne Linien, ESLP = durchgezogene blaue Linie).



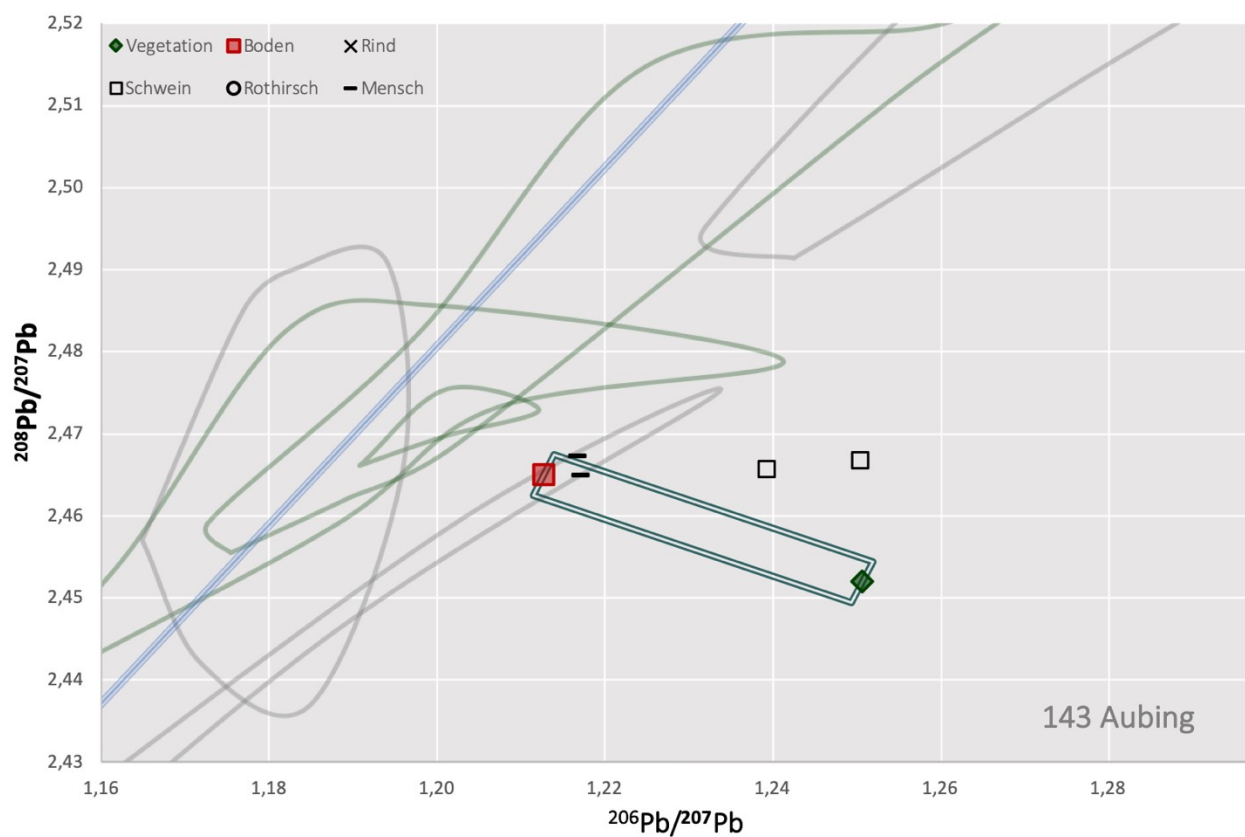
Appendix Abbildung 84 Archäozoologische Datenpunkte des Fundortes 137, Unterhaching, im lokalen Umweltbereich (grünes Rechteck). Anthropogene Bleiquellen sind zum Vergleich eingezeichnet (ortsfremdes Blei = graue Linien, alpine Erzminen = grüne Linien, ESLP = durchgezogene blaue Linie).



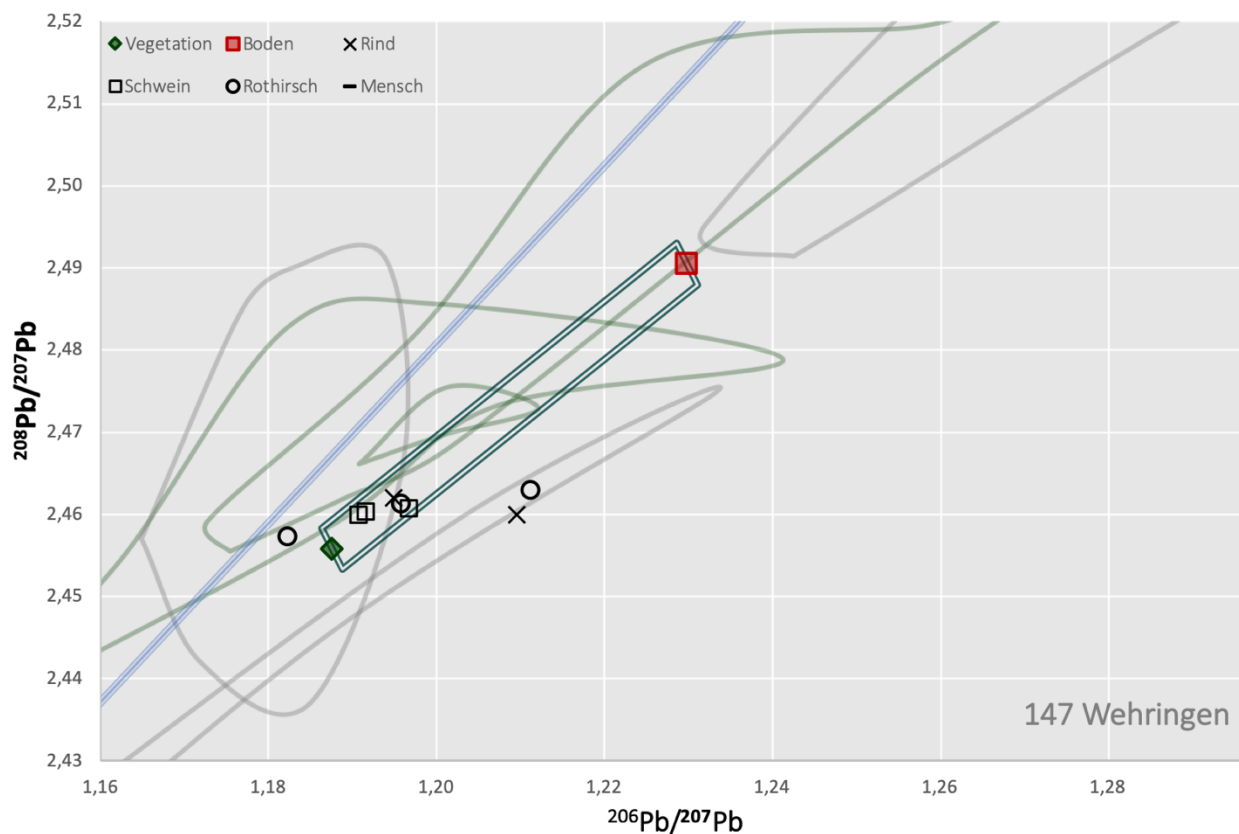
Appendix Abbildung 85 Bleisignaturen der Menschen des Fundortes 138, Waging, im lokalen Umweltbereich (grünes Rechteck). Anthropogene Bleiquellen sind zum Vergleich eingezeichnet (ortsfremdes Blei = graue Linien, alpine Erzminen = grüne Linien, ESLP = durchgezogene blaue Linie).



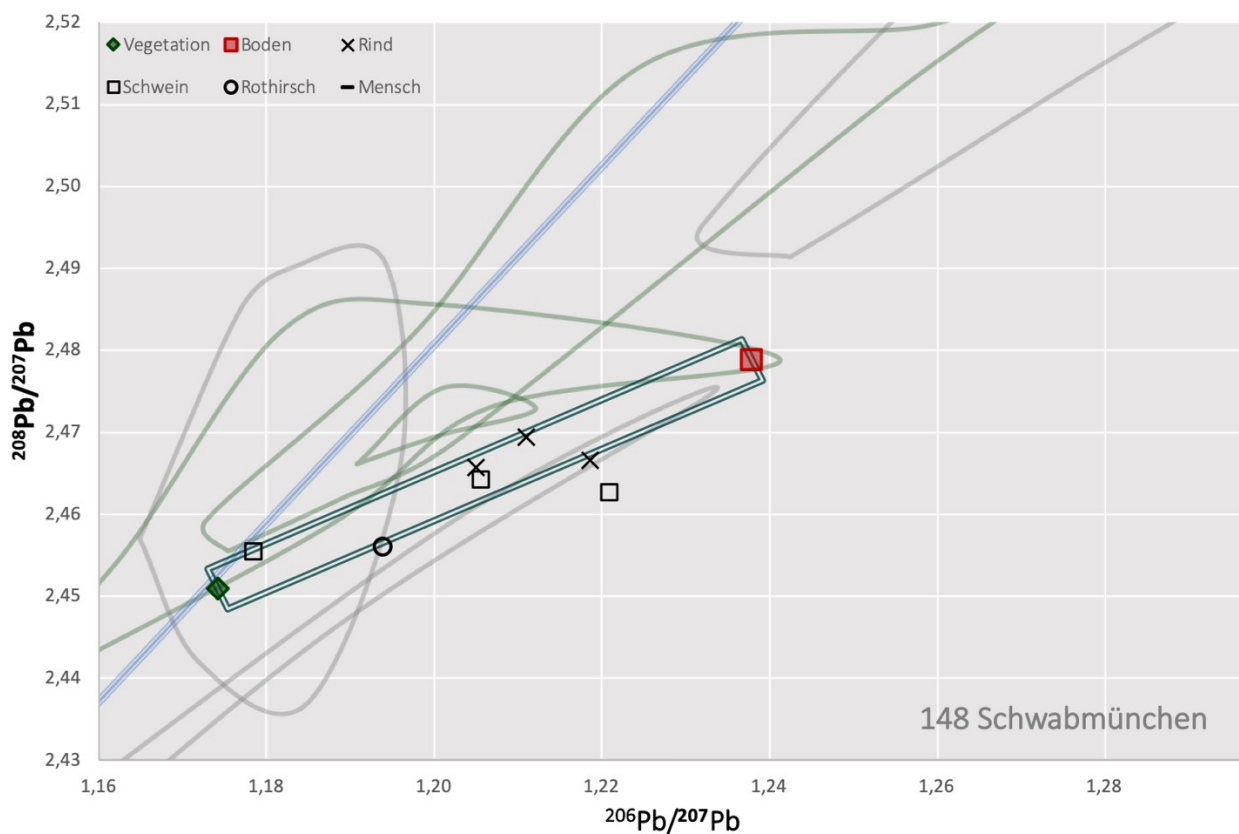
Appendix Abbildung 86 Anthropologische Bleisignatur des Fundortes 140, Gernlinden, im lokalen Umweltbereich (grünes Rechteck). Anthropogene Bleiquellen sind zum Vergleich eingezeichnet (ortsfremdes Blei = graue Linien, alpine Erzminen = grüne Linien, ESPL = durchgezogene blaue Linie).



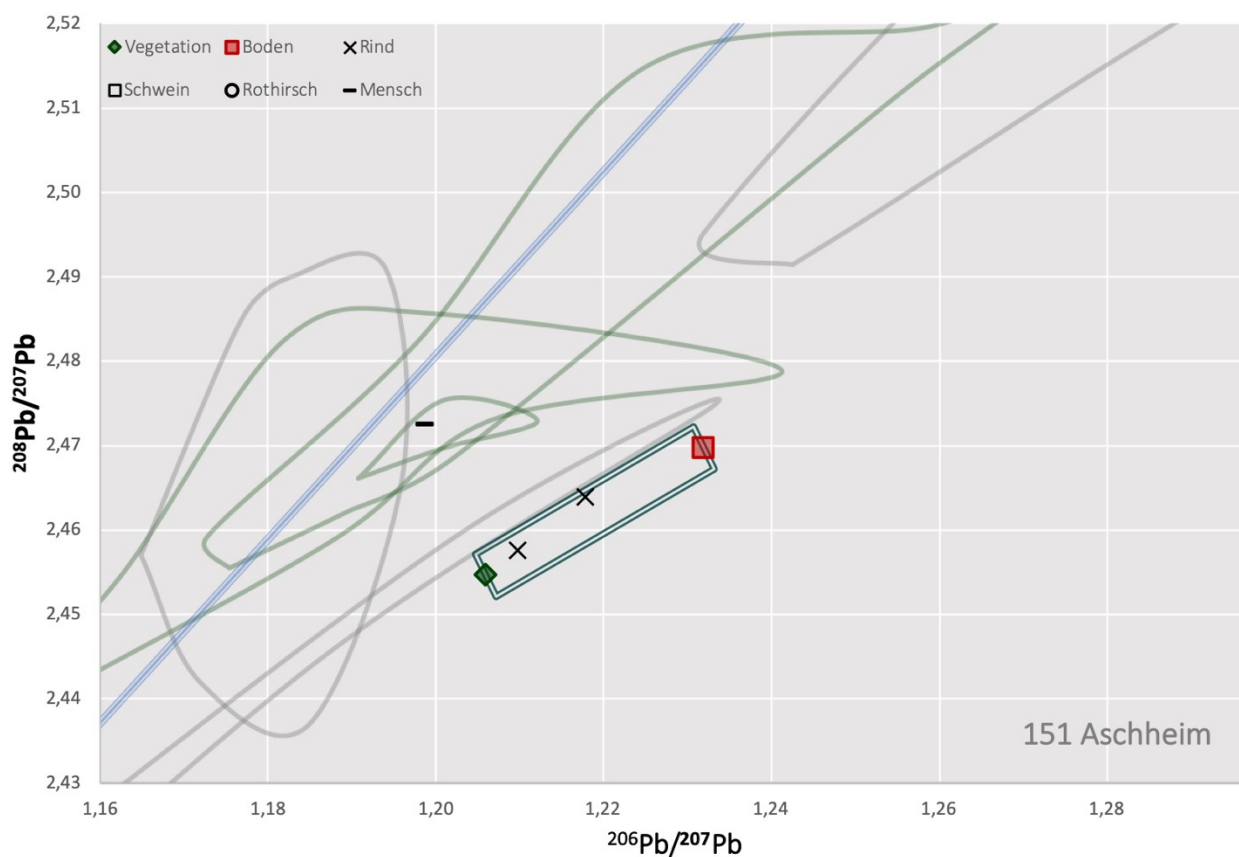
Appendix Abbildung 87 Archäologische Säugetierdaten des Fundortes 143, Aubing, im lokalen Umweltbereich (grünes Rechteck). Anthropogene Bleiquellen sind zum Vergleich eingezeichnet (ortsfremdes Blei = graue Linien, alpine Erzminen = grüne Linien, ESPL = durchgezogene blaue Linie).



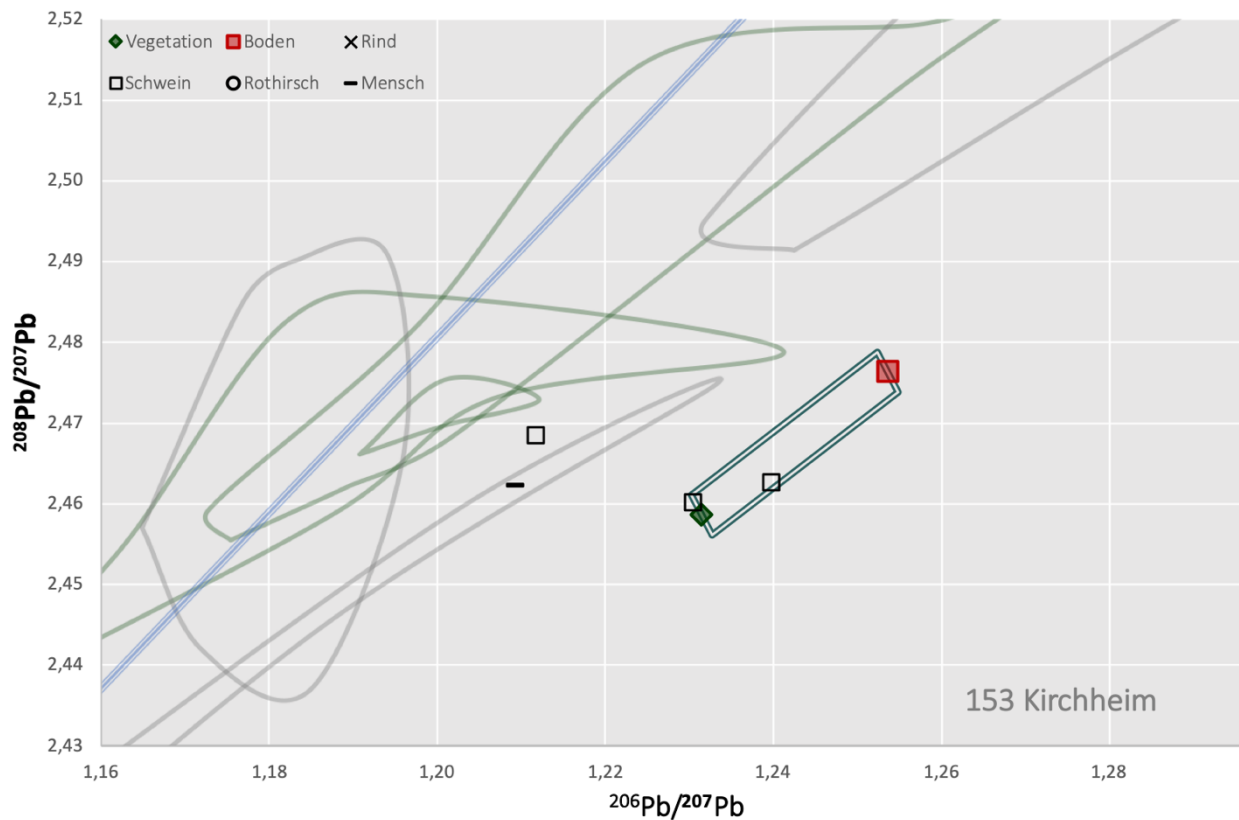
Appendix Abbildung 88 Archäologische Tierdaten des Fundortes 147, Wehringen, im lokalen Umweltbereich (grünes Rechteck). Anthropogene Bleiquellen sind zum Vergleich eingezeichnet (ortsfremdes Blei = graue Linien, alpine Erzmienen = grüne Linien, ESLP = durchgezogene blaue Linie).



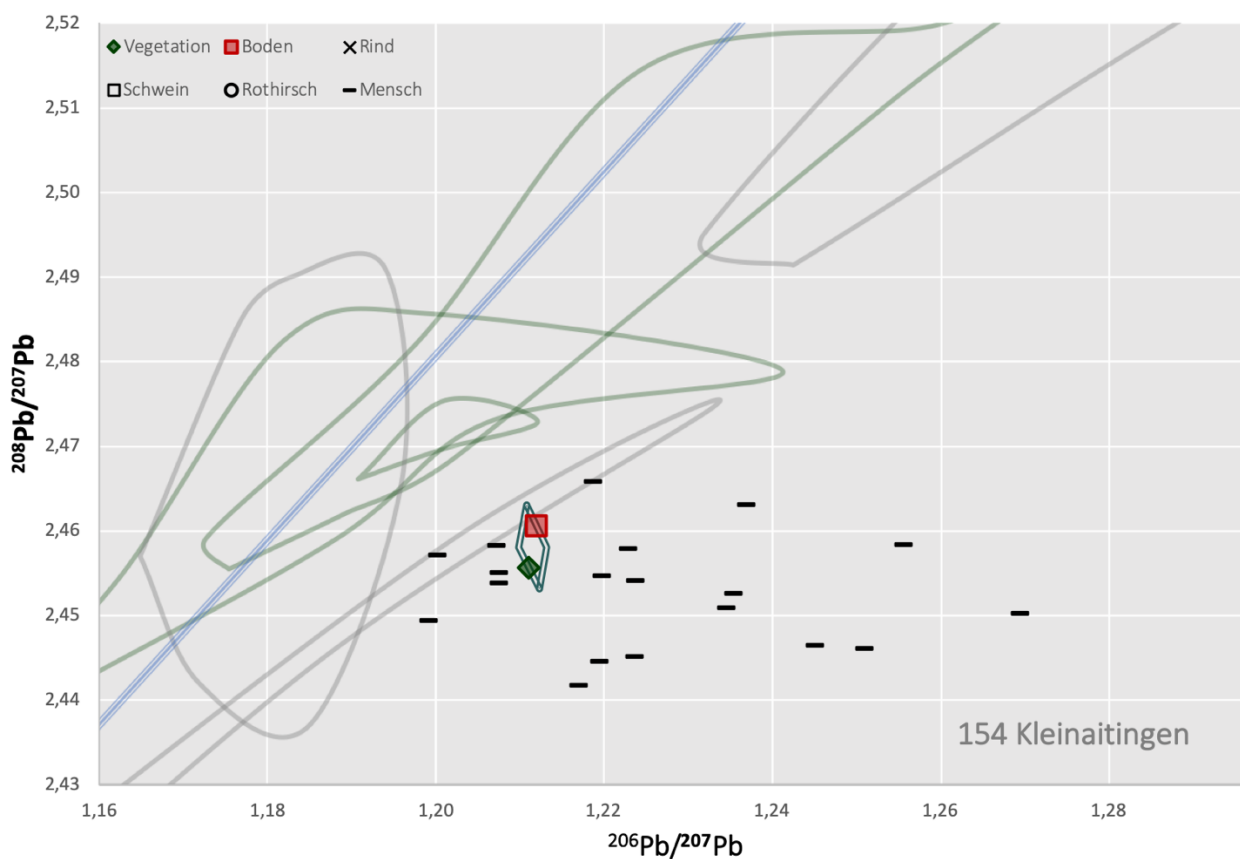
Appendix Abbildung 89 Tierdaten des Fundortes 148, Schwabmünchen, im lokalen Umweltbereich (grünes Rechteck). Anthropogene Bleiquellen sind zum Vergleich eingezeichnet (ortsfremdes Blei = graue Linien, alpine Erzmienen = grüne Linien, ESLP = durchgezogene blaue Linie).



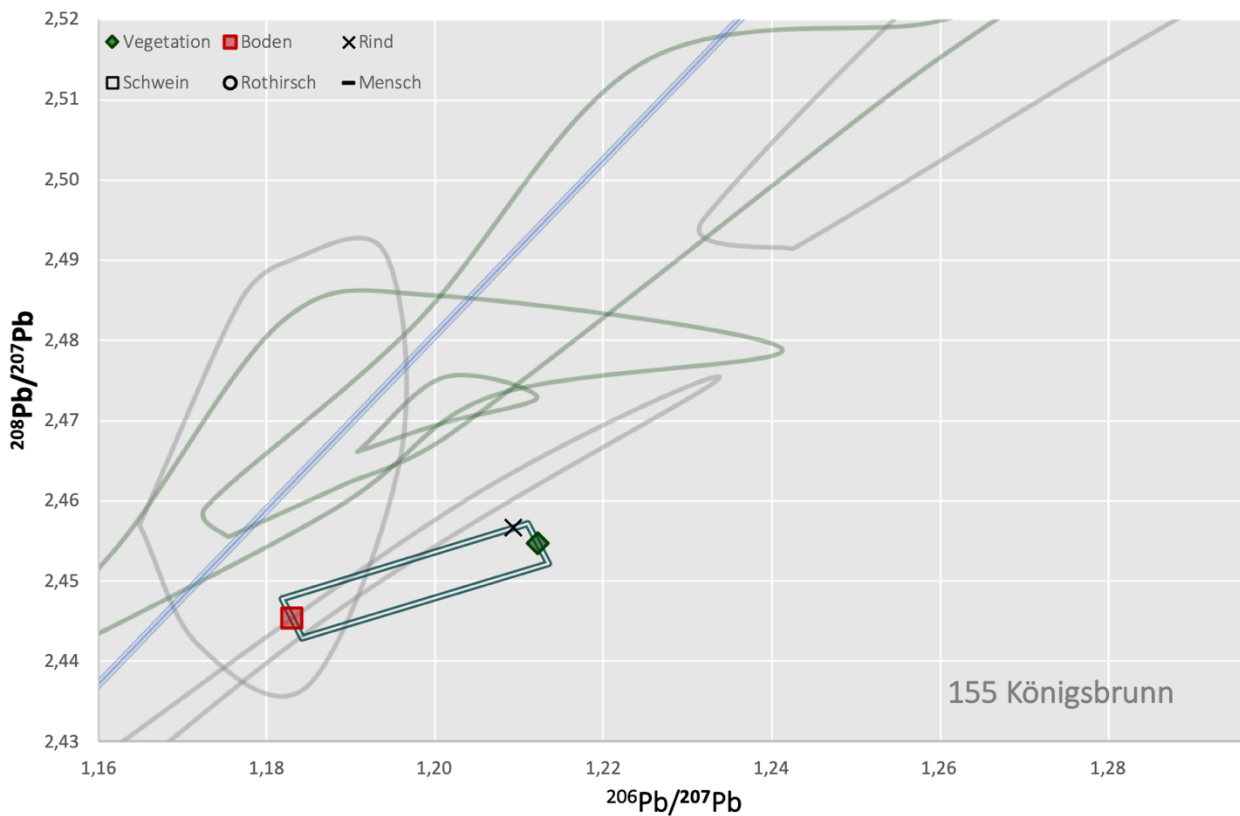
Appendix Abbildung 90 Archäologische Säugetierdaten des Fundortes 151, Aschheim, im lokalen Umweltbereich (grünes Rechteck). Anthropogene Bleiquellen sind zum Vergleich eingezeichnet (ortsfremdes Blei = graue Linien, alpine Erzminen = grüne Linien, ESLP = durchgezogene blaue Linie).



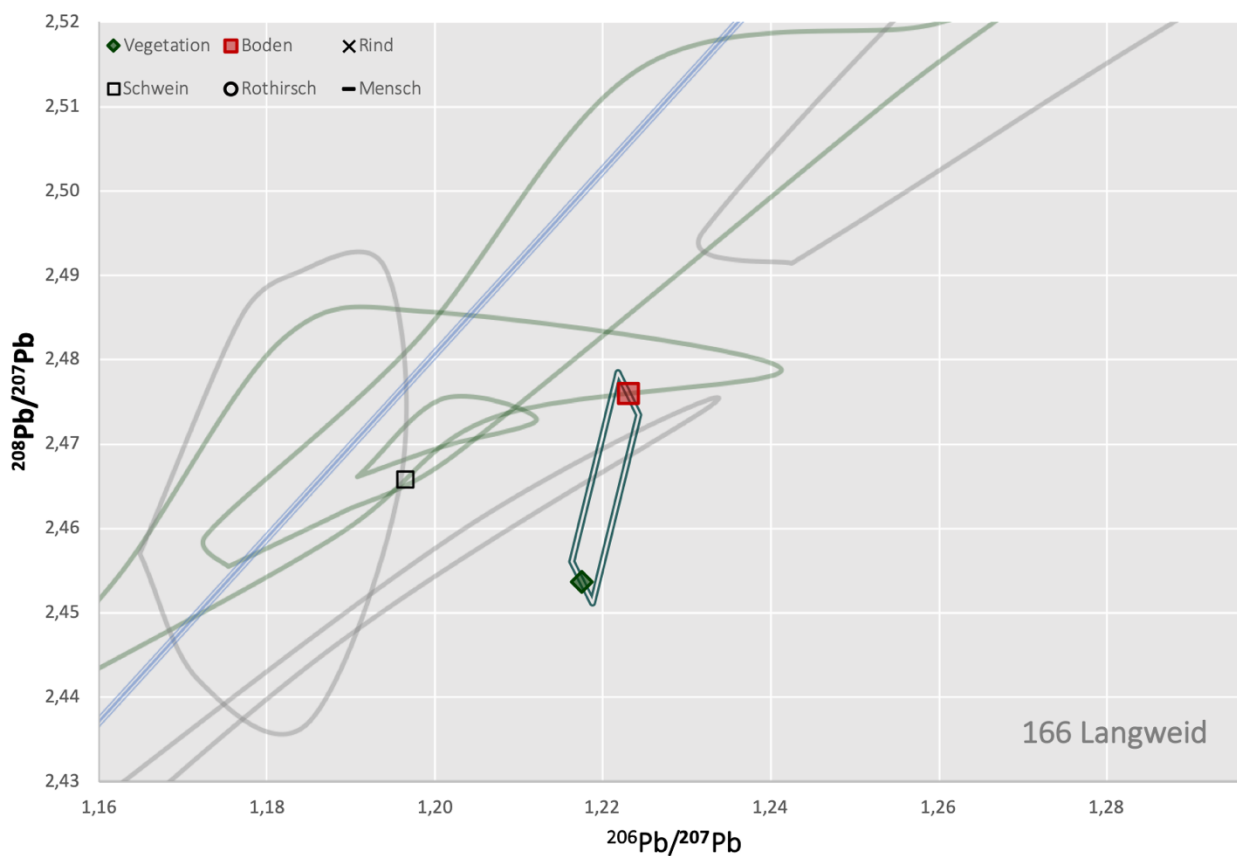
Appendix Abbildung 91 Archäologische Säugetierdaten des Fundortes 153, Kirchheim, im lokalen Umweltbereich (grünes Rechteck). Anthropogene Bleiquellen sind zum Vergleich eingezeichnet (ortsfremdes Blei = graue Linien, alpine Erzminen = grüne Linien, ESLP = durchgezogene blaue Linie).



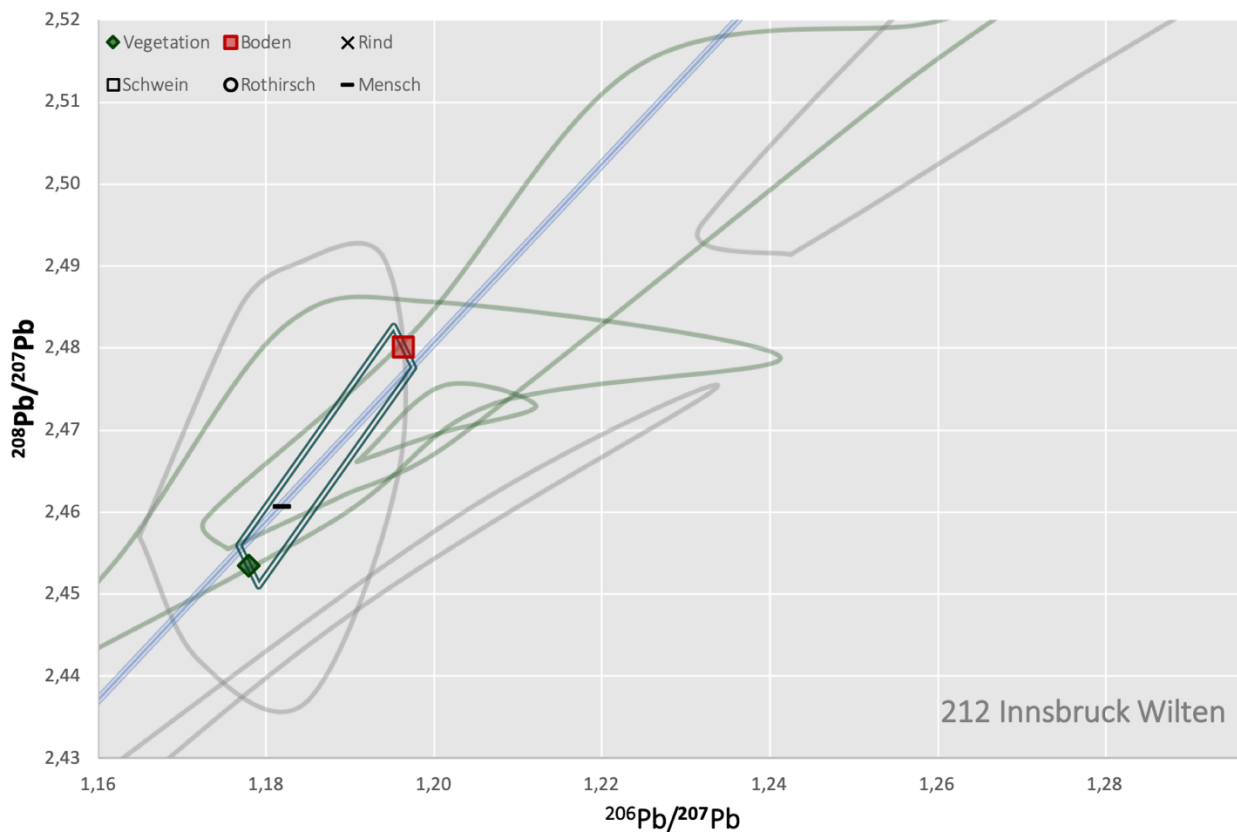
Appendix Abbildung 92 Bleisignaturen der Menschendaten des Fundortes 154, Kleinaitingen, im lokalen Umweltbereich (grünes Rechteck). Anthropogene Bleiquellen sind zum Vergleich eingezeichnet (ortsfremdes Blei = graue Linien, alpine Erzminen = grüne Linien, ESPL = durchgezogene blaue Linie).



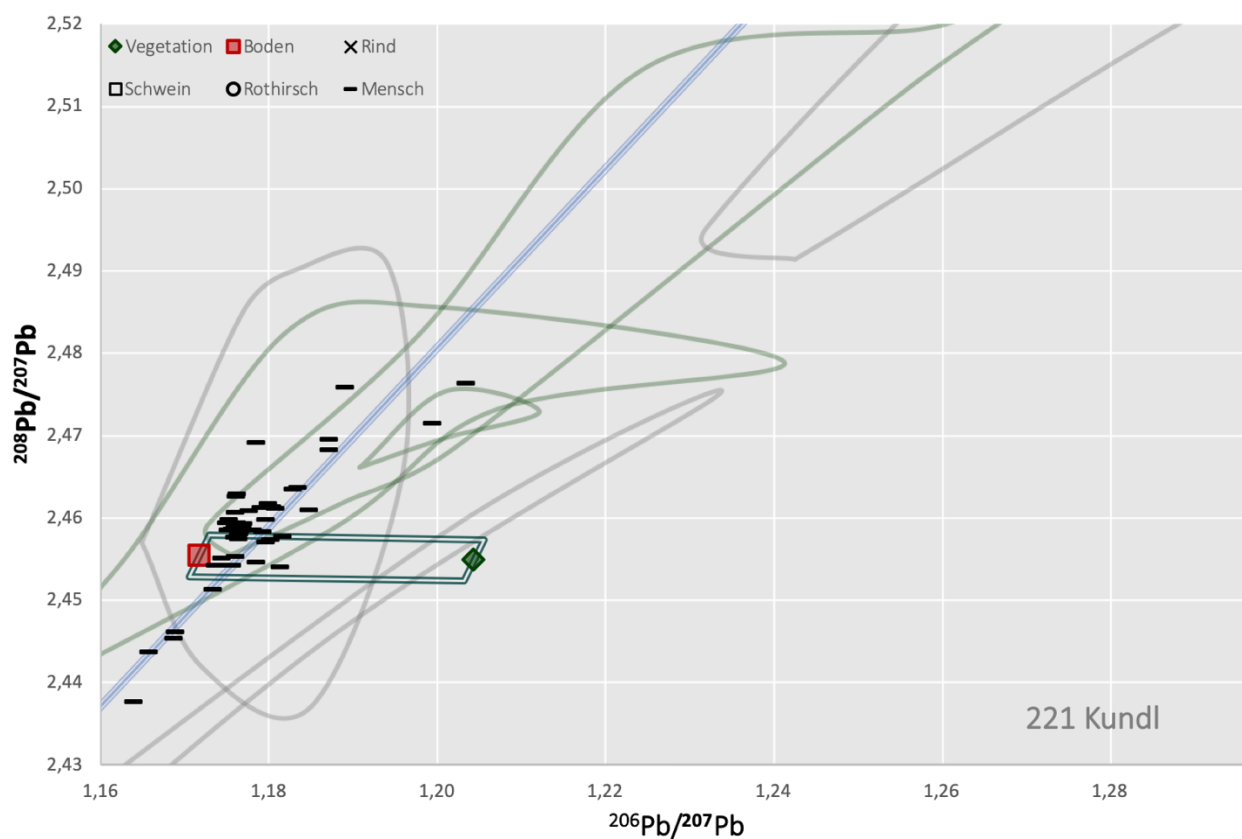
Appendix Abbildung 93 Rind des Fundortes 155, Königsbrunn, im lokalen Umweltbereich (grünes Rechteck). Anthropogene Bleiquellen sind zum Vergleich eingezeichnet (ortsfremdes Blei = graue Linien, alpine Erzminen = grüne Linien, ESPL = durchgezogene blaue Linie).



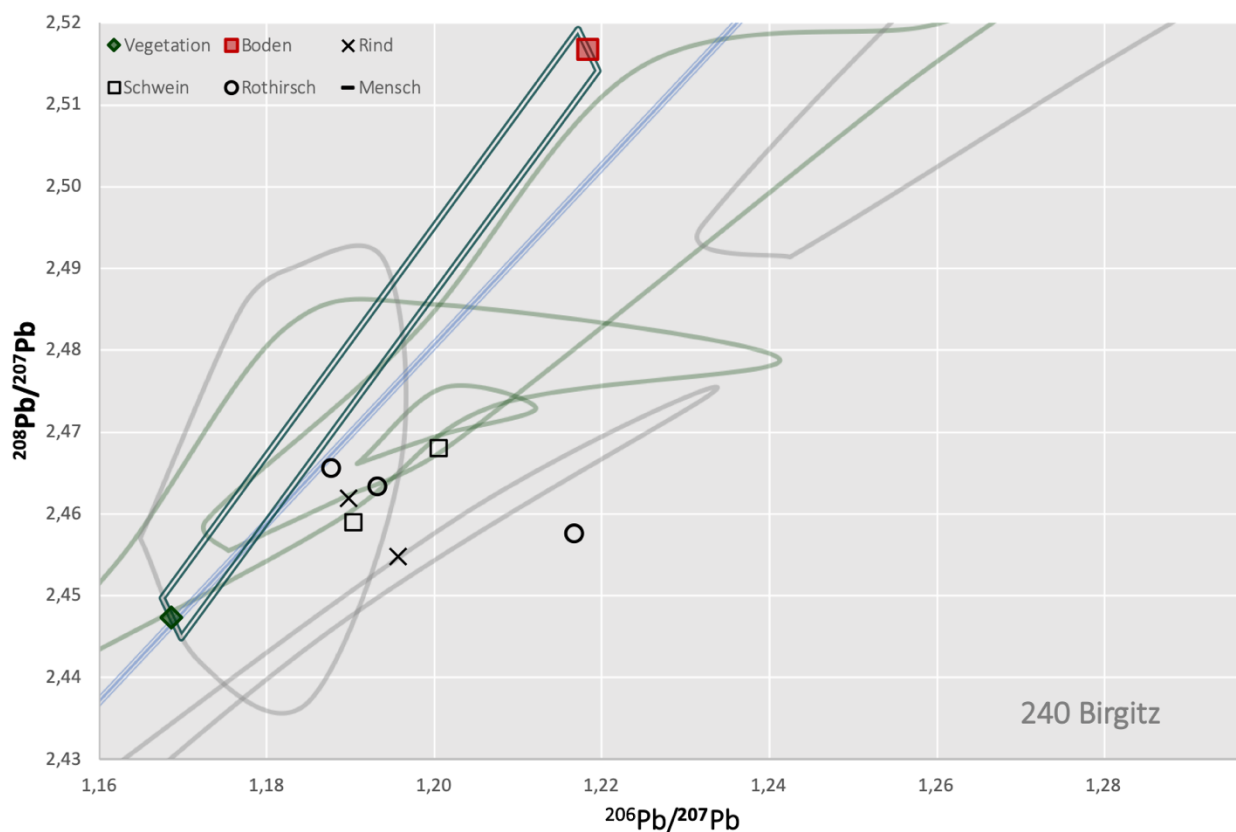
Appendix Abbildung 94 Bleisignatur des Schweins von Fundort 166, Langweid, im lokalen Umweltbereich (grünes Rechteck). Anthropogene Bleiquellen sind zum Vergleich eingezeichnet (ortsfremdes Blei = graue Linien, alpine Erzminen = grüne Linien, ESLP = durchgezogene blaue Linie).



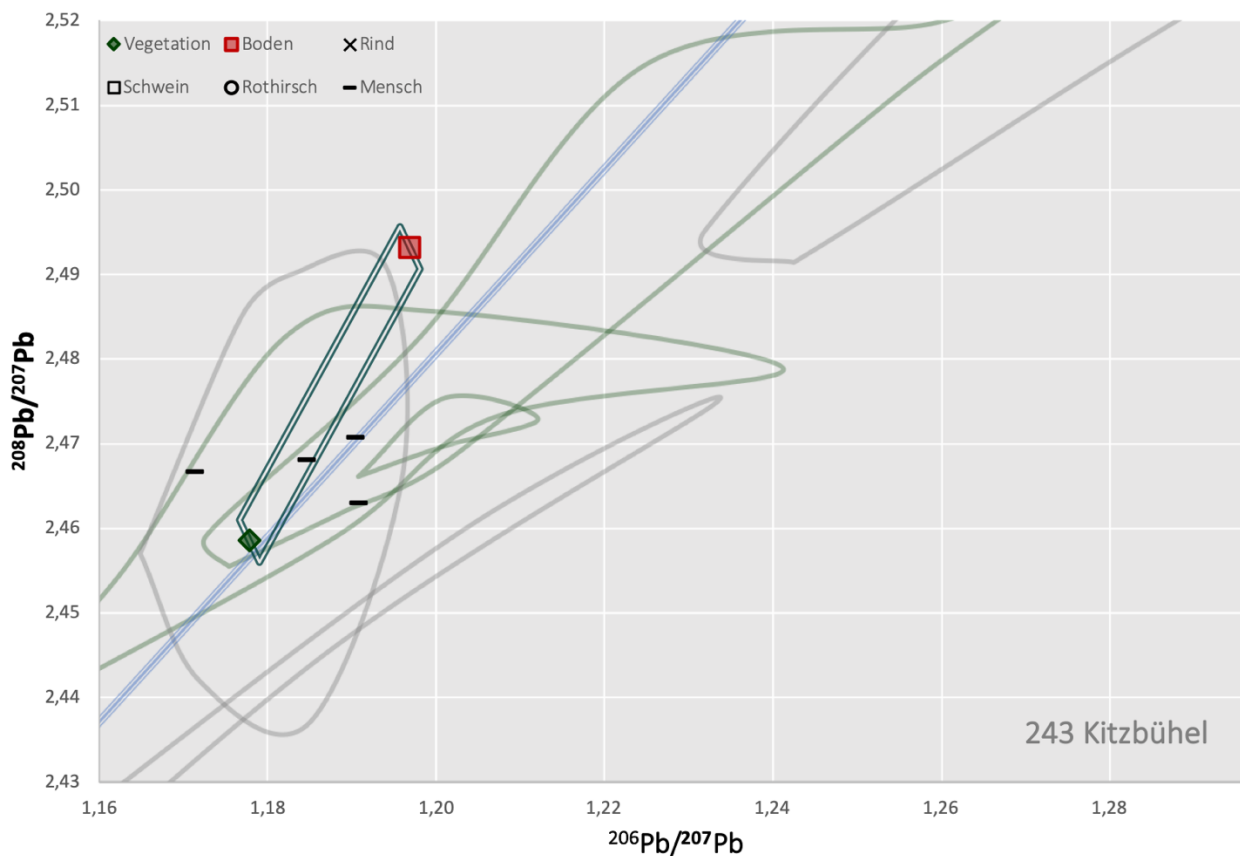
Appendix Abbildung 95 Bleisignatur des Menschen von Fundort 212, Innsbruck Wilten, im lokalen Umweltbereich (grünes Rechteck). Anthropogene Bleiquellen sind zum Vergleich eingezeichnet (ortsfremdes Blei = graue Linien, alpine Erzminen = grüne Linien, ESLP = durchgezogene blaue Linie).



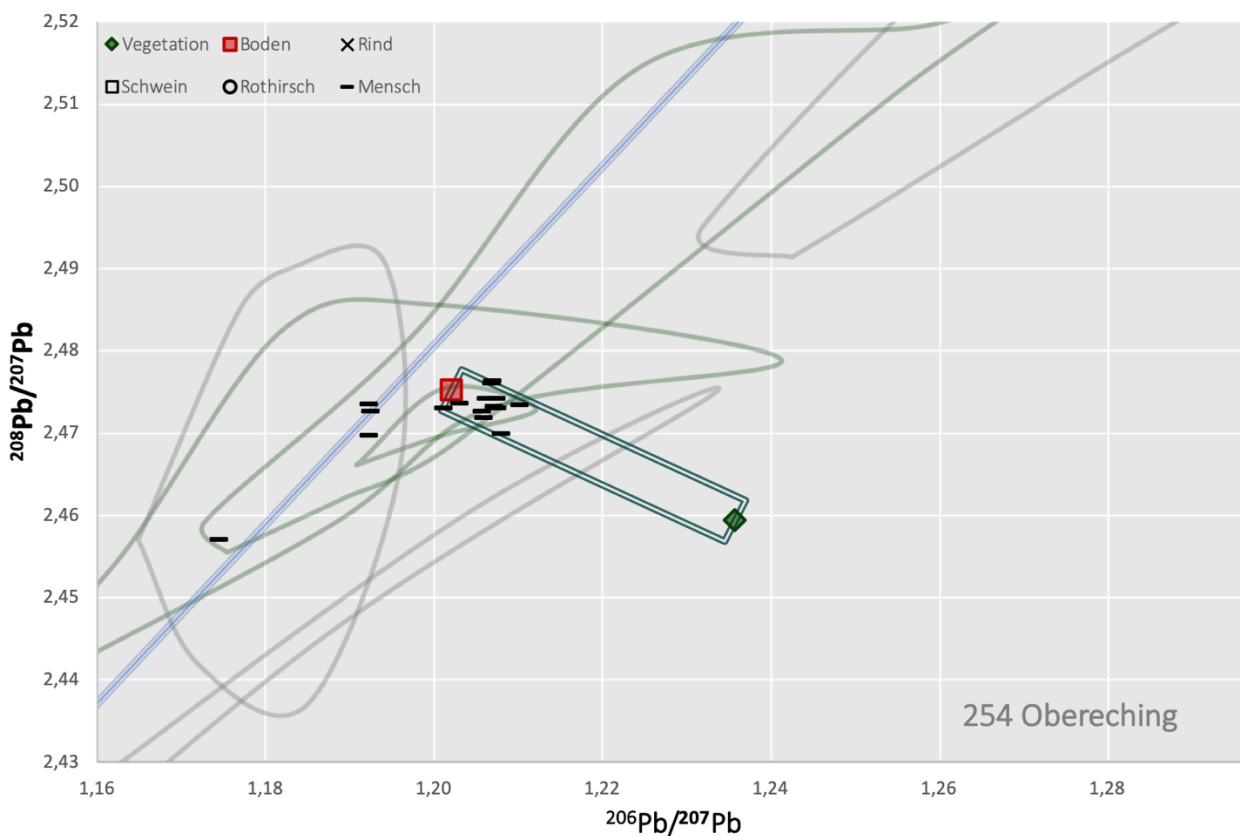
Appendix Abbildung 96 Anthropologisches Datenset des Fundortes 221, Kundl, im lokalen Umweltbereich (grünes Rechteck). Anthropogene Bleiquellen sind zum Vergleich eingezeichnet (ortsfremdes Blei = graue Linien, alpine Erzminen = grüne Linien, ESLP = durchgezogene blaue Linie).



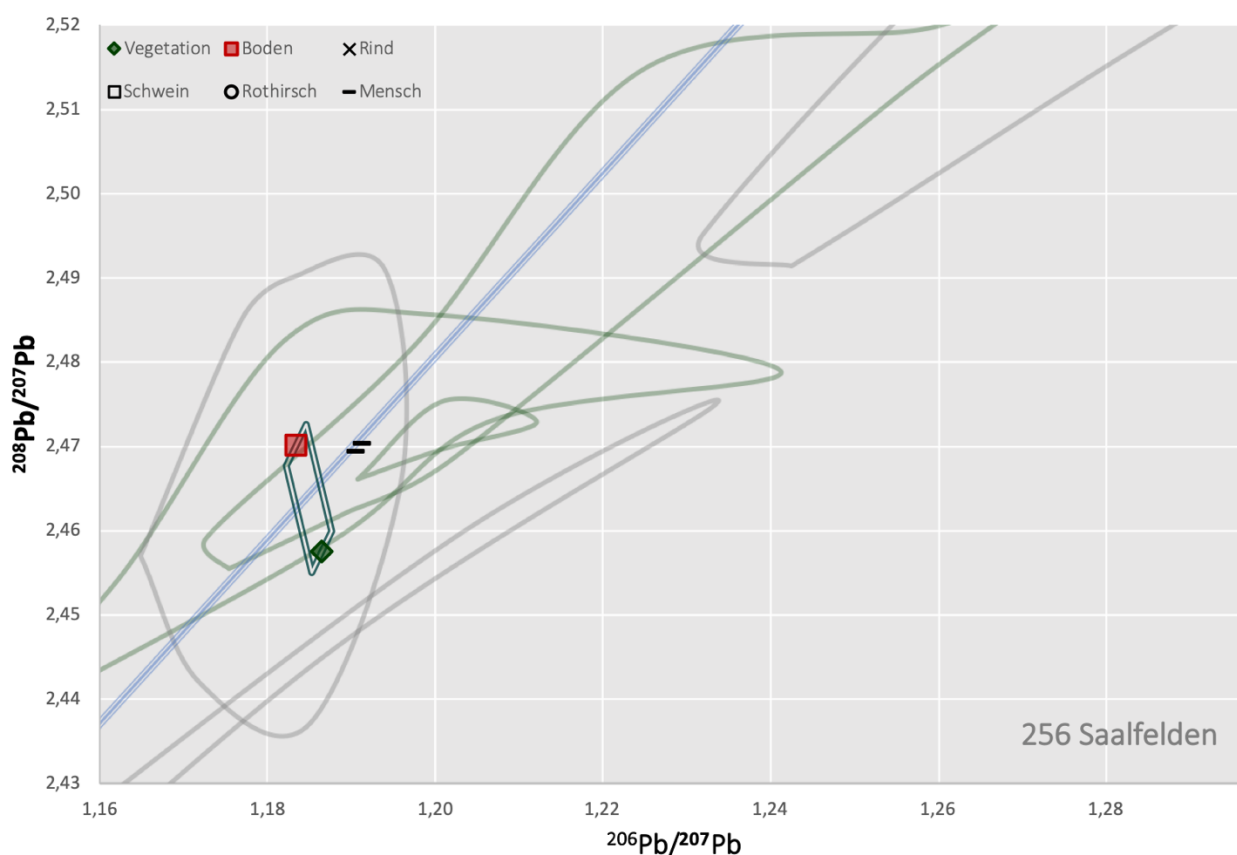
Appendix Abbildung 97 Archäozoologische Daten des Fundortes 240, Birgitz, im lokalen Umweltbereich (grünes Rechteck). Anthropogene Bleiquellen sind zum Vergleich eingezeichnet (ortsfremdes Blei = graue Linien, alpine Erzminen = grüne Linien, ESLP = durchgezogene blaue Linie).



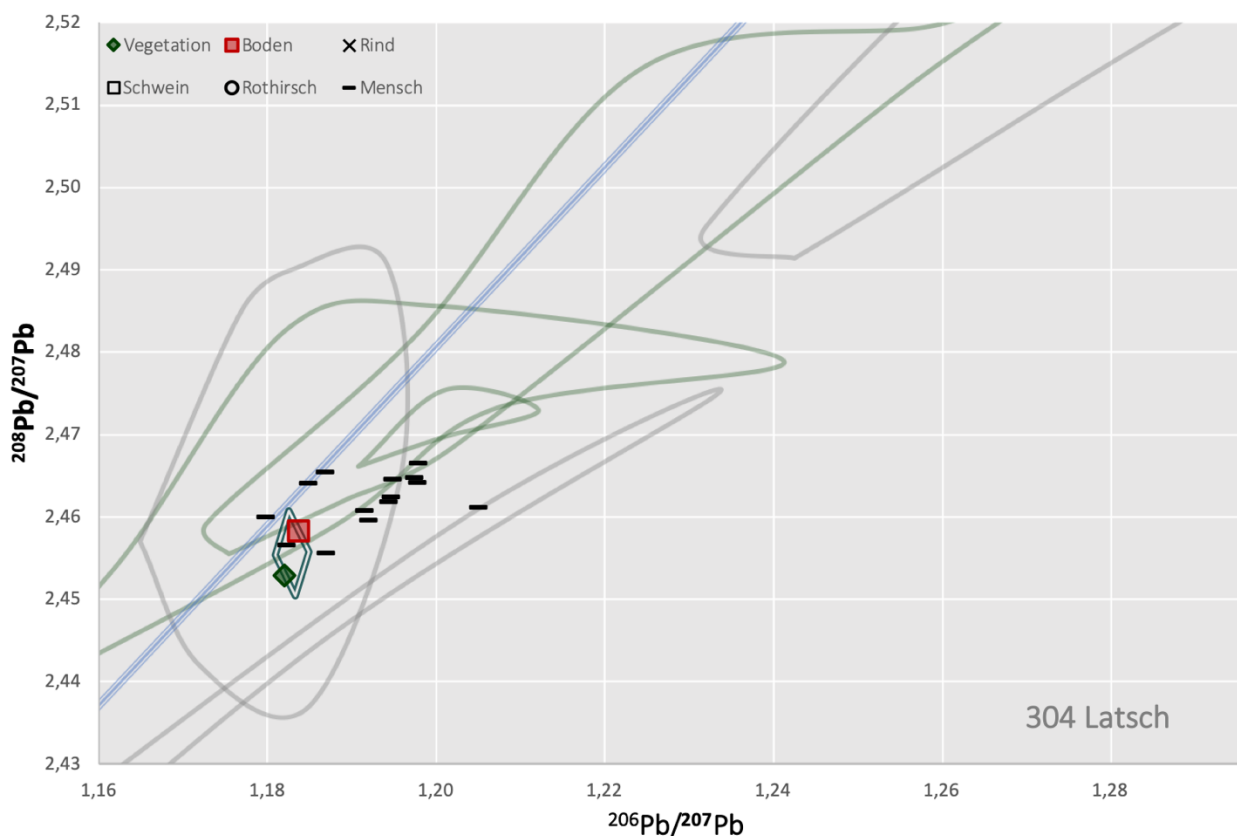
Appendix Abbildung 98 Signaturen der Menschen aus Kitzbühel im lokalen Umweltbereich (grünes Rechteck). Anthropogene Bleiquellen sind zum Vergleich eingezeichnet (ortsfremdes Blei = graue Linien, alpine Erzminen = grüne Linien, ESPL = durchgezogene blaue Linie).



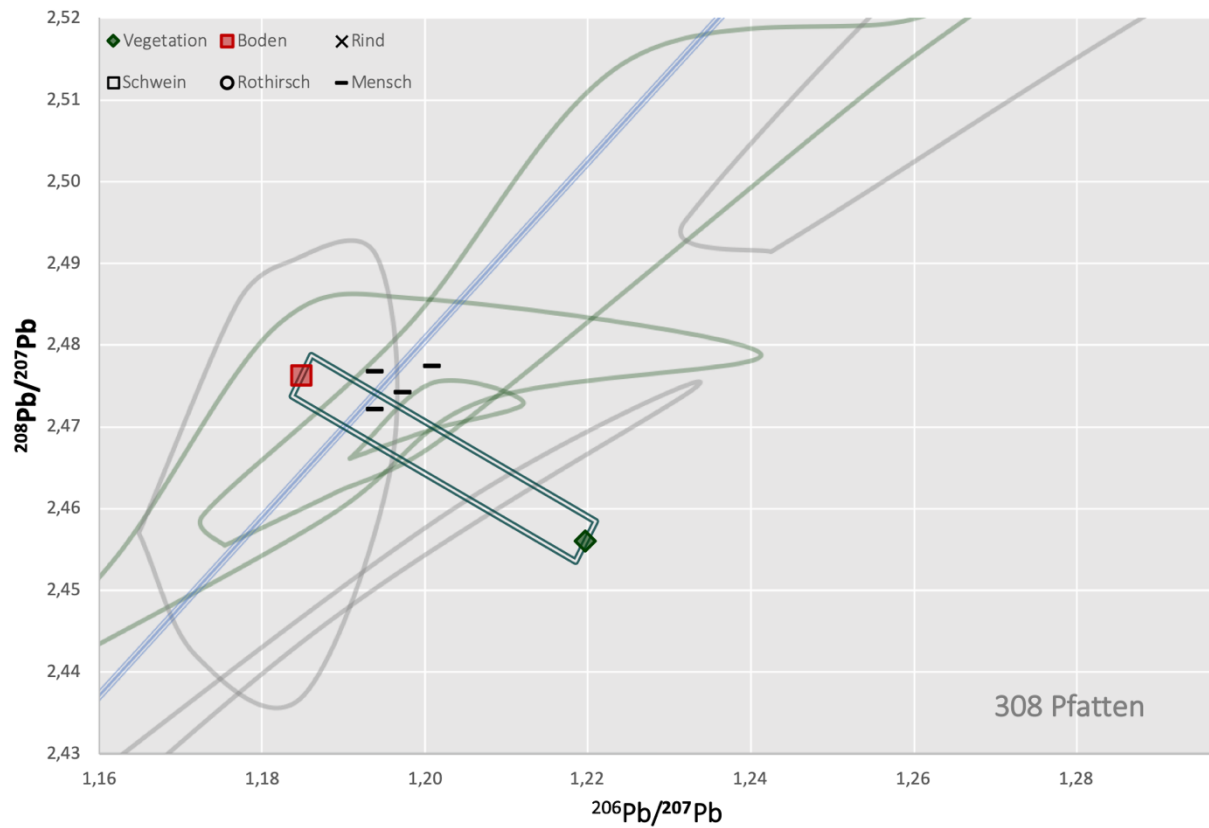
Appendix Abbildung 99 Menschen des Fundortes 254, Obereching, im lokalen Umweltbereich (grünes Rechteck). Anthropogene Bleiquellen sind zum Vergleich eingezeichnet (ortsfremdes Blei = graue Linien, alpine Erzminen = grüne Linien, ESPL = durchgezogene blaue Linie).



Appendix Abbildung 100 Fundort 256, Saalfelden. Anthropologische Datenpunkte in Relation zum lokalen Umweltbereich (grünes Rechteck). Anthropogene Bleiquellen sind zum Vergleich eingezeichnet (ortsfremdes Blei = graue Linien, alpine Erzminen = grüne Linien, ESLP = durchgezogene blaue Linie).



Appendix Abbildung 101 Archäologische Menschendaten des Fundortes 304, Latsch, im lokalen Umweltbereich (grünes Rechteck). Anthropogene Bleiquellen sind zum Vergleich eingezeichnet (ortsfremdes Blei = graue Linien, alpine Erzminen = grüne Linien, ESLP = durchgezogene blaue Linie).



Appendix Abbildung 102 Menschen des Fundortes Pfatten im lokalen Umweltbereich (grünes Rechteck). Anthropogene Bleiquellen sind zum Vergleich eingezeichnet (ortsfremdes Blei = graue Linien, alpine Erzminen = grüne Linien, ESLP = durchgezogene blaue Linie).

D Sauerstoff

Appendix Tabelle 10 $\delta^{18}\text{O}$ -Werte der aus den archäologischen Phosphatdaten berechneten Trinkwasserwerte.

FKNr	Ortsname	Spezies	δ ¹⁸ O Trinkwasser	FKNr	Ortsname	Spezies	δ ¹⁸ O Trinkwasser	FKNr	Ortsname	Spezies	δ ¹⁸ O Trinkwasser	FKNr	Ortsname	Spezies	δ ¹⁸ O Trinkwasser	FKNr	Ortsname	Spezies	δ ¹⁸ O Trinkwasser
101	Aislingen	Schwein	-9,59	127	Manching	Rothirsch	-9,57	148	Schwab- münchen	Schwein	-10,40	215	Innsbruck Kalvarienberg	Schwein	-11,56	241	Thaur	Rind	-10,21
		Schwein	-8,37			Rind	-10,02			Rind	-9,32			Rind	-8,73			Rind	-10,61
		Schwein	-8,76			Rind	-9,02			Rind	-9,72			Rind	-10,11			Rind	-10,31
Rind	-10,51	Rind	-9,62			Rind	-9,52			Rind	-11,70			Rothirsch	-11,10				
Rind	-9,72	Schwein	-9,00			Rothirsch	-9,12			Rothirsch	-10,92			Rothirsch	-11,01				
106	Berching	Rind	-10,21		Schwein	-9,11	Schwein	-8,88	217	Kirchbichl	Schwein	-10,51	302	Brixen	Schwein	-10,74			
		Schwein	-8,76		Schwein	-9,00	Schwein	-9,23			Schwein	-8,76			Rothirsch	-7,59			
		Schwein	-9,23		Rothirsch	-9,93	Rind	-9,22			Rind	-9,12			Rothirsch	-8,94			
		Schwein	-8,30		Rothirsch	-10,11	Rind	-8,33			Rind	-10,21			Rothirsch	-9,57			
		Rothirsch	-9,66		Rothirsch	-9,21	Rind	-8,53			Rind	-10,71			Schwein	-8,18			
		Rothirsch	-9,03	Rind	-10,41	Rothirsch	-9,66	229	Mieming	Rind	-11,40	Schwein	-8,88						
		Rothirsch	-8,94	Rind	-10,61	Rothirsch	-9,12			Rind	-10,91	Schwein	-9,35						
		Rothirsch	-10,11	Rind	-9,82	Rothirsch	-9,21			Rind	-11,50	Rind	-9,72						
		Rind	-9,22	Schwein	-9,70	Schwein	-9,00			Schwein	-10,16	Rind	-9,72						
		Rind	-9,92	Schwein	-9,81	Schwein	-9,23			Schwein	-10,28	Rind	-8,73						
108	Eching	Rind	-8,53	Schwein	-10,16	150	Steinebach	Schwein	-9,81	230	Pfaffenhofen	Schwein	-8,18	304	Latsch	Mensch	-13,60		
		Schwein	-9,81	Schwein	-8,54			Rind	-10,11			Rothirsch	-9,84			Mensch	-13,03		
		Rothirsch	-8,94	Schwein	-9,69			Rind	-9,52			Rothirsch	-9,93			Mensch	-12,66		
		Schwein	-11,33	Schwein	-9,22			Rind	-10,31			Rothirsch	-10,02			Mensch	-12,84		
		Schwein	-9,00	Schwein	-7,71			Rind	-10,10			Rind	-11,30			Mensch	-12,47		
		114	Freising	Rind	-10,41	Schwein	-8,76	151	Aschheim	Rind	-10,83	Rind	-10,61			Mensch	-12,28		
				Rind	-9,22	Schwein	-9,46	Rind	-10,44	Rind	-11,80	Mensch	-9,83						
				Rind	-9,12	Rind	-9,32	153	Kirchheim	Schwein	-9,83	Rind	-10,71			Mensch	-11,34		
Schwein	-8,76			Rind	-9,42	Schwein	-9,35			Rind	-11,50	Mensch	-12,47						
Schwein	-8,18			Rind	-9,32	Schwein	-9,68			Rind	-11,11	Mensch	-12,28						
Schwein	-8,18			Rothirsch	-9,21	154	Kleinaitingen	Rind	-11,22	Schwein	-10,28	Mensch	-11,53						
Rothirsch	-9,03			Rind	-10,11			Rind	-11,07	Schwein	-9,23	Mensch	-13,22						
Rothirsch	-9,84			Rind	-9,92			Rind	-11,14	Schwein	-9,70	Mensch	-14,54						
Rothirsch	-9,12	Rind	-10,02	Rind	-10,40	Rind	-10,51	Mensch	-8,70										
115	Griesstetten	Schwein	-9,00	Rothirsch	-11,10	155	Königsbrunn	Rind	-10,41	Rind	-10,51	Mensch	-12,09						
		Schwein	-8,53	Rothirsch	-10,29	Rind	-11,11	Rind	-10,02	Mensch	-14,35								
		Schwein	-8,76	Rothirsch	-10,47	166	Langweid	Schwein	-8,57	Schwein	-9,70	Schwein	-10,16						
		Rothirsch	-9,12	Schwein	-9,46			Schwein	-8,77	Schwein	-10,86	Schwein	-9,23						
		Rothirsch	-9,57	Schwein	-9,46	167	Kempten	Schwein	-9,53	Schwein	-8,41	Schwein	-9,93						
		Rothirsch	-9,30	Schwein	-9,81			Schwein	-9,78	Rothirsch	-9,84	Rind	-9,92						
		Rind	-9,42	Schwein	-10,24			Schwein	-10,45	Schwein	-8,65	Rind	-10,51						
		Rind	-9,42	Schwein	-9,00			Rind	-9,92	Rind	-11,40	Rind	-10,11						
		116	Grünwald	Rind	-11,11	Schwein	-7,67	203	Brixlegg	Rind	-11,80	Rind	-10,71	Schwein	-10,51				
				Rind	-9,12	Schwein	-8,53			Rind	-11,21	Rothirsch	-10,38	Schwein	-9,93				
Rind	-10,02			Schwein	-9,35	Rothirsch	-10,65			Rind	-12,10	Schwein	-10,05						
Rind	-9,62			Schwein	-10,16	206	Fritzens	Rothirsch	-10,65	Rothirsch	-11,19	Rind	-9,92						
Schwein	-10,05			Rind	-9,52			Rind	-10,61	Schwein	-10,63	Rind	-9,12						
Schwein	-9,81			Rothirsch	-10,11			Rind	-9,82	Schwein	-11,56	Rind	-8,63						
Schwein	-9,58			Rothirsch	-9,48			Schwein	-11,91	Schwein	-11,56	Rothirsch	-8,22						
125	Langengeisling	Schwein	-11,06	Rothirsch	-10,38	Schwein	-10,40	241	Thaur	Rothirsch	-10,47	Rothirsch	-9,84						
		Rind	-10,20	Rind	-9,62	Schwein	-10,28			Schwein	-10,63	Rothirsch	-11,64						
127	Manching	Rothirsch	-9,21	148	Schwab- münchen	Schwein	-9,23	215	Innsbruck Kalvarienberg	Schwein	-10,16	241	Thaur	Schwein	-11,33				
		Rothirsch	-8,85			Schwein	-8,53			Schwein	-10,16			Schwein	-9,93				

Eidesstattliche Erklärung

Ich versichere hiermit an Eides statt, dass die vorgelegte Dissertation von mir selbständig und ohne unerlaubte Hilfe angefertigt ist.

München, den

20.02.2020

Fabiola Lengfelder

Erklärung

Hiermit erkläre ich,

⊗ dass die Dissertation nicht ganz oder in wesentlichen Teilen einer anderen Prüfungskommission vorgelegt worden ist.

⊗ dass ich mich anderweitig einer Doktorprüfung ohne Erfolg **nicht** unterzogen habe.

München, den

20.02.2020

Fabiola Lengfelder

Danksagung

An dieser Stelle möchte ich all jenen Personen meinen Dank aussprechen, die zur Erstellung meiner Arbeit beigetragen haben. Ohne Ihre Hilfe und Unterstützung hätte ich diese Arbeit nicht realisieren können. Ich bin sehr dankbar für all die Erfahrungen, die ich im Laufe dieser Arbeit sammeln konnte und stolz diese Dissertation präsentieren zu können.

Zu allererst möchte ich meiner Doktormutter, Frau Prof. Dr. Gisela Grupe, für die Bereitstellung des Themas danken. Es war mir eine Freude mich so tief in das Thema der Isotope und Elementaufnahmen in Säugetieren einzuarbeiten. Vielen Dank, dass Sie an meine Fähigkeiten geglaubt, meine Arbeit begleitet und mich stets unterstützt haben. Auch danke ich Ihnen für Ihre Bemühungen um die Finanzierung meiner Arbeit.

Mein Dank gilt allen Professoren, die dazu bereit waren, Mitglied meiner Prüfungskommission zu sein. Herrn Prof. Dr. J. Matthias Starck danke ich für die Erstellung des Zweitgutachtens. Vielen Dank für Ihre Zeit, die Sie in die Korrektur meiner Arbeit investiert haben.

Des Weiteren danke ich all jeden Menschen, die die weitere Bearbeitung der Proben und die Messung der Isotopenverhältnisse und der Konzentrationen übernommen haben. Vielen Dank an Herrn Prof. Dr. Stefan Hölzl und Frau Dipl. Biologin Karin Heck für die Messung der Strontium- und Bleiisotopen im Isotopenlabor am Zentrum für Rieskrater und Impaktforschung Nördlingen. Ein herzlicher Dank geht an Herrn Prof. Dr. Rudolf Huth und Frau Dipl.-Ing.-(FH) Annette Stallauer der Hochschule Weihenstephan-Triesdorf für die Durchführung aller Konzentrationsmessungen. Für die Extraktion der α -Zellulose und die anschließende Messung der Sauerstoffisotopenzusammensetzung danke ich Herrn PD. Dr. Christoph Mayr des Instituts für Geografie der Friedrich-Alexander-Universität Erlangen-Nürnberg. Auch danke ich Herrn Dr. Andreas Lücke des Forschungszentrums Jülich für die Messung der $\delta^{18}\text{O}$ -Signaturen der Wasserproben. Ich danke Ihnen allen für die gute Zusammenarbeit, das schnelle Bearbeiten meiner vielen Proben und die meist sehr schnellen und informativen Antworten auf all meine Fragen.

Ich möchte mich außerdem bei allen Mitgliedern der Forschergruppe des Transalpin Projekts bedanken. Vielen Dank für die Zusammenarbeit und die Erlaubnis zur Nutzung der Messwerte. Ein besonderer Dank geht an Herrn Dr. Frank Söllner und Frau Dipl. Biologin Anita Toncala für die Einführung in das laufende Projekt, für das Überlassen der bereits größtenteils gesammelten Umweltproben und die gemeinsamen Exkursionen.

Ferner danke ich allen Mitgliedern meiner Arbeitsgruppe. Vielen Dank für eure Hilfsbereitschaft und Freundschaft während der Erarbeitung meiner Dissertation, für all eure lieben Worte und für die gemeinsam verbrachten Kaffeepausen, die meine Tage immer aufgehellt haben. Ein besonderer Dank geht an Frau Larissa Otto, M. Sc., die mir sehr viel Gesellschaft geleistet hat und mir mit viel Verständnis für alle meine Anliegen entgegengekommen ist. Frau Franziska Immler, M. Sc., danke ich für die vielen netten und interessanten abendlichen Gespräche und Diskussionen. Ebenso danke ich Frau Dr. Andrea Göhring und Frau Sidney Sebald, M. Sc., für die schöne gemeinsame Zeit. Ich danke auch allen Mitgliedern der SPOCK Gruppe, insbesondere Herrn Dominic Anders, M. Sc., und Frau Dr. Marina Vohberger-Herles für die vielen Momente, in denen wir zusammen lachen und abschalten konnten. Danke Herr Salah Soliman für die vielen netten Gespräche im Labor.

Herzlich bedanke ich mich zudem bei den Mitarbeitern der Forschungswerkstatt der Fakultät für Biologie für ihre Unterstützung bei technischen Problemen und die speziellen Anpassungen des Laborzubehörs an meine Bedürfnisse.

Ein großer Dank gilt der Deutschen Forschungsgemeinschaft, die durch die Finanzierung meiner Arbeit diese Dissertation ermöglicht hat. Auch dem Deutschen Akademischen Austauschdienst e. V. möchte ich herzlich für den finanziellen Zuschuss für die Konferenz der EAA in Barcelona danken, bei welcher ich viele wertvolle Erfahrungen sammeln konnte.

Frau Sandra Buschsieweke von der Fakultät für Biologie danke ich für die Verwaltung meiner Sachmittel.

Auch danke ich der Ludwig-Maximilians-Universität für den Bereitstellung der Fachliteratur, ohne welche diese Arbeit nicht möglich gewesen wäre.

Danken möchte ich zudem meinen Geschwistern und insbesondere meiner Schwiegermutter Frau Dr. Angelika Lengfelder, welche sich die Zeit genommen haben, meine Arbeit Korrektur zu lesen und durch inhaltliche Fragen wesentlich zu einer Verbesserung der Verständlichkeit meiner Dissertation beigetragen haben.

Ohne die bedingungslose Unterstützung meiner Familie und Freunde wäre die Durchführung dieser Arbeit nicht möglich gewesen. Danke, dass ihr alle stets an mich geglaubt habt. Insbesondere Carina von Reichmann und Julian Lengfelder danke ich für die vielen gemeinsamen abenteuerlichen Erlebnisse, die mich immer daran erinnern, dass ich nicht allein bin, das Leben immer weitergeht und man versuchen muss das Beste daraus zu machen.

Julian: Danke, dass ich mich immer auf dich verlassen kann und du immer weißt was mir fehlt und wie du mir was Gutes tun kannst. Mit dir geht die Sonne jeden Tag aufs Neue auf.

Ich widme diese Arbeit meiner verstorbenen Großmutter, Gertrud Degenhardt, die harte Arbeit stets zu schätzen wusste und niemals vor anstehenden Aufgaben zurückgeschreckt ist.